

**Anpassungen der Lebensgemeinschaft von Mittelgebirgs-  
Fließgewässern an urbane Überprägungen  
unter besonderer Berücksichtigung der Kriebelmücken  
(Diptera; Simuliidae)**

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

des Fachbereichs  
Biologie und Geografie

an der

Universität Duisburg-Essen

vorgelegt von

Melanie Lautenschläger  
geb. in Essen

Abgabe im Dezember 2004

Mündliche Prüfung am 18.04.2005

Gutachter: Prof. Dr. H. Schuhmacher, Prof. Dr. E. Kiel

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Experimente wurden in der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen oder an einer anderen gleichwertigen Einrichtung durchgeführt.

1. Gutachter: Prof. Dr. H. Schuhmacher

2. Gutachter: Prof. Dr. E. Kiel

Vorsitzender des Prüfungsausschusses: Prof. Dr. H. Burda

Tag der mündlichen Prüfung: 18.04.2005

*„Wiederum werden wir Gott, falls es ihn gibt, nicht als Intelligenz wahrnehmen können, weil sein Denken auf einer Gesamtheit von Überlegungen fußen dürfte, deren Komplexität sich uns bei weitem entzieht. Als Folge ist Gott chaotisch in unseren Augen und mithin kaum der Richtige, um die ortsansässige Fußballmannschaft gewinnen zu lassen oder Kriege zu vereiteln. Ein solches Wesen läge jenseits der äußerstmöglichen Grenze menschlicher Verständnissfähigkeit. Woraus sich zwingend die Frage ableitet, ob das Metawesen Gott seinerseits überhaupt in der Lage ist, uns auf unserer Substufe als Intelligenz wahrzunehmen. Vielleicht sind wir ja nur ein Experiment in einer Petrischale.“*

*Samantha Crowe in „Der Schwarm“*  
FRANK SCHÄTZING 2004

Für Andreas.

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
Inhaltsverzeichnis	I
Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	IV
<b>1     <b>Einleitung</b></b>	<b>1</b>
<b>2     <b>Untersuchungsgebiet</b></b>	<b>7</b>
2.1   Das Ruhreinzugsgebiet	8
2.2   Das Muldeeeinzugsgebiet	11
2.3   Untersuchte Gewässerabschnitte	12
2.3.1   Übersicht über das Spektrum der urbanen Schädigungen	13
<b>3     <b>Material und Methoden</b></b>	<b>18</b>
3.1   Ausweisung der Probestellen	18
3.1.1   Ruhreinzugsgebiet	18
3.1.2   Muldeeeinzugsgebiet	20
3.2   Untersuchungsmethoden	21
3.2.1   Strukturkartierung	22
3.2.2   Physikalisch-chemische Gewässeruntersuchung	23
3.2.3   Makrozoobenthos-Aufsammlungen	24
3.2.4   Weitere Vorgehensweise zur Erfassung der Probestellen	26
3.3   Verwendete Indices	29
3.4   Statistische Datenauswertung	30
<b>4     <b>Physiko-chemische Messungen</b></b>	<b>32</b>
4.1   Ergebnisse der Feldmessungen und Laboranalysen	32
4.2   Einfluss der Wassertemperatur an den urbanen Probestellen	39
4.3   Hydraulische Belastungen an den Probestellen	42
4.4   Schwermetallbelastung der untersuchten Gewässer	43
4.5   Vergleich zwischen urbanen und naturnahen Gewässern	44
4.6   Diskussion	46
<b>5     <b>Makrozoobenthos-Besiedlung urbaner Gewässerabschnitte</b></b>	<b>49</b>
5.1   Besiedlung urbaner Gewässer im Muldeeeinzugsgebiet	50
5.1.1   Die Taxozönose der Probestellen	52
5.1.2   Funktionale Gruppen der Taxozönose	55
5.1.3   Ähnlichkeitsindices der Taxozönose	56
5.1.4   Urbanisierung im Muldeeeinzugsgebiet	57
5.1.5   Zusammenfassung von Kapitel 5.1	58
5.2   Besiedlung urbaner Gewässer im Ruhreinzugsgebiet	58
5.2.1   Höhenlage und Fließgewässertypen	60
5.2.2   Zusammensetzung der Taxozönose der Gewässertypen	66
5.2.3   Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Taxozönose	69
5.2.4   Vergleich zwischen urbanen und naturnahen Gewässern	72
5.2.5   Taxozönose landwirtschaftlich geprägter Gewässer	78
5.2.6   Zusammenfassung von Kapitel 5.2	80
5.3   Korrelation zwischen Hydromorphologie und Taxozönose	80

5.3.1	Ergebnisse der Kartierung der Mineralsubstrate	80
5.3.2	Ergebnisse der Strukturkartierung	85
5.3.3	Landnutzung im Einzugsgebiet	89
5.3.4	Zusammenfassung von Kapitel 5.3	92
5.4	Diskussion	93
5.4.1	Ausprägung der Schädigung ‚Urbanisierung‘	93
5.4.2	Ausprägung der Fließgewässertypen	93
5.4.3	Defizite durch ‚Urbanisierung‘	96
5.4.3.1	<i>Diversität und funktionale Gruppen des Makrozoobenthos</i>	96
5.4.3.2	<i>Defizite im Arteninventar</i>	97
5.4.3.3	<i>Definition einer ‚Restzönose‘</i>	101
5.4.4	Bedeutung des Maßstabs bei der Beurteilung der Taxozönose	104
<b>6</b>	<b>Simuliidae als Indikator für morphologische Schädigungen</b>	<b>112</b>
6.1	Untersuchungsgewässer und Methoden	112
6.1.1	Untersuchte Gewässer	112
6.1.2	Methoden	113
6.1.3	Driftmessungen	115
6.1.4	Taxonomische Einordnung der Simuliidae	116
6.2	Ergebnisse der Voruntersuchung	120
6.2.1	Arteninventar der untersuchten Probestellen	120
6.2.2	Funktionale Gruppen	125
6.3	Ergebnisse der Driftmessungen	128
6.4	Ergebnisse der Hauptuntersuchung	129
6.4.1	Ausprägung der Fließgewässertypen und Einfluss durch ‚Urbanisierung‘	129
6.4.2	Funktionale Gruppen	133
6.4.3	Korrelation mit morphologischen Parametern	134
6.4.4	Vergleich der Besammlungsmethoden für Simuliidae	137
6.4.5	Zusammenfassung von Kapitel 6.4	142
6.5	Diskussion	143
6.5.1	‚Bottom-up‘-Validierung der Fließgewässertypen des Silikatischen Mittelgebirges	143
6.5.2	Simuliidae als Anzeiger von Störungen im Längskontinuum	144
6.5.3	Diskussion der Indikatorfunktion von Simuliidae	149
6.5.4	Drift als Steuergröße der Rekolonisierung	153
6.5.5	Diskussion der Besammlungsmethoden für Simuliidae	158
<b>7</b>	<b>Exposition von Totholz</b>	<b>161</b>
7.1	Untersuchungsgewässer und Methoden	161
7.1.1	Untersuchte Gewässer	161
7.1.2	Design der Totholzexponate und Expositionszeitraum	162
7.1.3	Driftmessungen	164
7.2	Ergebnisse zur totholzbesiedelnden Taxozönose	164
7.2.1	Abundanz und Taxaspektrum	164
7.2.2	Ernährungstypenverteilung der Taxozönose	169
7.2.3	Ähnlichkeit der Taxozönosen der Exponate	171

7.2.4	Vergleich mit der quantitativen Makrozoobenthos-Beprobung	173
7.2.5	Ergebnisse der Driftmessungen	177
7.2.6	Vergleich mit der Taxozönose von Falllaubexponaten	179
7.2.7	Zusammenfassung von Kapitel 7.2	182
7.3	Diskussion	182
7.3.1	Expositionszeitraum und Design der Exponate	182
7.3.2	Die totholzbesiedelnde Taxozönose	184
7.3.3	Aufwertung der ‚urbanen‘ Zönose durch Totholzexposition	189
<b>8</b>	<b>Schlussdiskussion</b>	<b>195</b>
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>201</b>
<b>10</b>	<b>Literatur</b>	<b>203</b>
10.1	Bestimmungsliteratur	223
<b>A</b>	<b>Anhang</b>	

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	Seite
<b>Tab. 2.1:</b> Fließgewässerlandschaften im Ruhreinzugsgebiet (LANDESUMWELTAMT NRW 2002B).	9
<b>Tab. 2.2:</b> Abiotischer und biotischer Steckbrief der Gewässertypen 5 und 9 (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).	11
<b>Tab. 2.3:</b> Bach- und Flusstypen im Muldeeeinzugsgebiet (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).	12
<b>Tab. 2.4:</b> Flächennutzung der Lenneauve von Hagen bis Schmalleberg (aus FRENZ & HERING 1999). Die Berechnungen erfolgten mittels ATKIS-Daten.	15
<b>Tab. 2.5:</b> Zusammenfassung der Schadparameter an den 29 ausgewählten Probestellen zur Degradation ‚Urbanisierung‘ in Ruhr- und Muldeeeinzugsgebiet.	17
<b>Tab 3.1:</b> Spezifikation der Kriterien der Gewässerstruktur-Parameter zur Auswahl der Probenahmestellen für kleine und mittelgroße Fließgewässer (Tabelle: Dirk Glacier, Landschaftsarchitekt).	20
<b>Tab. 3.2:</b> Die Strukturklassen und ihre Darstellung in der Karte.	22
<b>Tab. 3.3:</b> Vorgaben für die Zuteilung der Wertzahlen zu Strukturklassen.	22
<b>Tab. 3.4:</b> Übersicht über die verwendeten Messgeräte.	23
<b>Tab. 3.5:</b> Übersicht über die Messmethoden und Analyseverfahren.	24
<b>Tab. 3.6:</b> Überblick über den Umfang der Erhebungen.	28
<b>Tab. 4.1:</b> Mittelwerte der Wassertemperatur für die Monate März und Juni an den Probestellen an der Lenne und an der Veischede, sowie an der Henne unterhalb der Talsperre.	40
<b>Tab. 4.2:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Referenzgewässer) und Gruppe 2 (Urbanisation). Der Unterschied ist mit $p < 0,05$ signifikant, ein negatives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen niedrigeren Wert in Gruppe 1.	45
<b>Tab. 5.1:</b> Liste der Taxa mit Stetigkeiten $> 50\%$ für die Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet.	54
<b>Tab. 5.2:</b> Prozentuale Anteile der Nutzungen in einem ‚Buffer‘ von 1000 m oberhalb der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet.	58
<b>Tab. 5.3:</b> Bewertungsklasse für die Taxozönose der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet ermittelt mit der aktuellen AQEM-Software (MEIER et al. 2004).	58
<b>Tab. 5.4:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Höhe $< 200$ m ü NN) und Gruppe 2 (Höhe $> 200$ m ü NN). Der Unterschied ist mit $** p < 0,05$ signifikant bzw. bedingt signifikant (*) $p < 0,1$ . Alle aufgeführten Taxa sind in Gruppe 1 in höheren Zahlen vertreten.	62
<b>Tab. 5.5:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Typ 5) und Gruppe 2 (Typ 9) für die Probestellen im Ruhreinzugsgebiet. Der Unterschied ist mit $** p < 0,05$ signifikant bzw. bedingt signifikant (*) mit $p < 0,1$ . Alle aufgeführten Arten kommen in höherer Abundanz in den Gewässern des Typs 9 vor.	64
<b>Tab. 5.6:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Bäche) und Gruppe 2 (Flüsse) für die Probestellen im Ruhreinzugsgebiet. Der Unterschied ist mit $p < 0,05$ signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.	65
<b>Tab. 5.7:</b> Ähnlichkeit der Taxozönosen untereinander, berechnet als Renkonenzahl (Angaben in %) für die Beprobung der urbanen Gewässer des Typ 5 im Herbst 2002.	69
<b>Tab. 5.8:</b> Artenliste der Tiere, für die der Unterschied zwischen Gruppe 1 (langsam strömend) und Gruppe 2 (schnell strömend) zu einem signifikanten $** p < 0,05$ oder bedingt signifikanten (*) $p < 0,1$ Anstieg in Gruppe 2 führt.	72
<b>Tab 5.9:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz). Der Unterschied ist mit $p < 0,001$ höchst signifikant, + Zunahme in Gruppe 1; - Abnahme in Gruppe 1.	73
<b>Tab. 5.10:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz). Der Unterschied ist mit $p < 0,001$ höchst signifikant, + Zunahme in Gruppe 1; - Abnahme in Gruppe 1.	74
<b>Tab. 5.11:</b> Stetigkeiten ausgewählter Köcherfliegen an den urbanen und naturnahen Gewässerabschnitten und ihre Zuordnung im Längskontinuum (nach SCHMIEDTJE & COLLING 1996).	76
<b>Tab. 5.12:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz) für die Taxa der ‚Basiszönose‘. Der Unterschied ist mit $p < 0,001$ höchst signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.	77
<b>Tab. 5.13:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Landwirtschaft) und Gruppe 2 (Urbanisierung). Die Liste zeigt lediglich signifikante Ergebnisse. Der Unterschied ist mit $p < 0,05$ signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.	79
<b>Tab. 5.14:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Referenz) und Gruppe 2 (Urbanisierung). Die Liste zeigt lediglich signifikante Ergebnisse. Der Unterschied ist mit $p < 0,05$ signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.	82
<b>Tab. 5.15:</b> Korrelationskoeffizienten für die Redundanzanalyse mit den Umweltvariablen (Mineralsubstrate und organische Substrate). Fett markiert sind Korrelationskoeffizienten $> 0,3$ bzw. $< -0,3$ mit der ersten Achse.	84

<b>Tab. 5.16:</b> Ausgewählte Parameter der funktionalen Einheiten und deren Zusammensetzung aus Einzelparametern (LANDESUMWELTAMT NRW 1999).	86
<b>Tab 5.17:</b> Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die aggregierten ‚Hauptparameter‘ der Gewässerstrukturkartierung. Fett markiert sind signifikante Korrelationen auf einem Niveau von $p < 0,05$ .	87
<b>Tab 5.18:</b> Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die ‚funktionalen Einheiten‘ der Strukturkartierung. Dargestellt sind nur die signifikanten Korrelationen ( $p < 0,05$ ).	88
<b>Tab 5.19:</b> Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die Einzelparameter der Strukturkartierung. Dargestellt sind nur die signifikanten Korrelationen ( $p < 0,05$ ).	88
<b>Tab. 5.20:</b> Korrelationskoeffizienten für die Redundanzanalyse mit den prozentualen Anteilen der Landnutzung als Umweltvariablen. Fett markiert sind Korrelationskoeffizienten $> 0,3$ bzw. $< -0,3$ mit der 1. Achse.	90
<b>Tab. 5.21:</b> Ergebnisse des Spearman-Rangkorrelationstests für ausgewählte Fauna-Metries mit den drei Gewässerabschnitten, für die die Nutzungsanteile ‚Urbanisation‘ und ‚natürliche Gehölze‘ berechnet wurden. Im unteren Teil der Tabelle ist das Bestimmtheitsmaß $R^2$ dargestellt.	91
<b>Tab. 5.22:</b> Taxa der ‚Restzönose‘ des Typs 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). Reihenfolge durch abnehmendes $p$ bedingt. + signifikante Zunahme, (+) nicht signifikante Zunahme, - signifikante Abnahme, (-) nicht signifikante Abnahme.	104
<b>Tab. 6.1:</b> Verwendete Nomenklatur der Kriebelmücken nach WERNER (2003), sowie in der zur Bestimmung benutzten Literatur von KNOZ (1965). Schwierigkeitsgrad – (niedrig), + (mittel), ++ (hoch).	118
<b>Tab. 6.2:</b> Kriebelmücken-Zönose des Ober-, Mittel- und Unterlaufes, vorgeschlagen von SEITZ (1992).	120
<b>Tab. 6.3:</b> Übersicht über die im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Kriebelmücken und deren Stetigkeiten über die 9 Probestellen je Monat. Alle Angaben in %.	121
<b>Tab. 6.4:</b> Mittlere Dominanzen der Kriebelmückenarten in den Monaten Februar bis Oktober für die neun besammelten Probestellen. Alle Angaben in %.	122
<b>Tab. 6.5:</b> Puppenapparenz der im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Simuliidae.	123
<b>Tab. 6.6:</b> Ökologische Typisierung der im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Simuliidae nach der 10-Punkte-Verteilung von SCHMEDITJE & COLLING (1996). Die Erläuterungen der Abkürzungen sind in Anhang A2 nachzulesen.	125
<b>Tab. 6.7:</b> Zuordnung der im Ruhreinzugsgebiet gesammelten Simuliidae-Arten, nach GLATTHAAR (1978).	128
<b>Tab. 6.8:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Taxa an den Gewässertypen, sowie die mittlere Individuenzahl pro Typ.	130
<b>Tab. 6.9:</b> Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests für die Unterschiede zwischen den Gewässertypen, sowie zwischen Referenzstellen und urbanen Gewässerabschnitten ( $p < 0,05$ = signifikant; $p < 0,1$ = bedingt signifikant).	131
<b>Tab. 6.10:</b> Ergebnisse der Redundanzanalyse mit CANOCO®. Dargestellt sind der Korrelationskoeffizient mit den Achsen und die Korrelationen $> 30$ % mit der ersten Achse.	135
<b>Tab. 6.11:</b> Korrelationen nach dem Spearman-Rangsummentest für <i>P. hirtipes</i> mit ausgewählten Umweltfaktoren. Fett hervorgehoben ist das Bestimmtheitsmaß $> 30$ % (- Abnahme, + Zunahme). Signifikanzeinteilung folgt Kap. 3.4.2.	136
<b>Tab. 6.12:</b> Korrelationen nach dem Spearman-Rangsummentest für <i>S. ornatum</i> mit ausgewählten Umweltfaktoren. Signifikanzeinteilung folgt Kap. 3.4.2.	136
<b>Tab. 6.14:</b> Ergebnisse des Spearman Rangsummentests für die Taxa der Handaufsammlung und dem AQEM-Morphology-Index. Aufgeführt sind nur die Korrelationen mit $p < 0,1$ (bedingt signifikant). Fett hervorgehoben: Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,5$ .	140
<b>Tab. 7.1</b> Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der Probestellen für die Totholzexposition. Die physiko-chemischen Daten wurden während der Makrozoobenthos-Beprobung im Herbst 2002 erhoben.	162
<b>Tab. 7.2:</b> Abundanz in den Totholzexponaten und Expositionsdauer. Exponate, die nicht vollständig geborgen werden konnten oder verdrifteten, sind mit „Verlust“ gekennzeichnet.	165
<b>Tab. 7.3:</b> Taxa der 14 Totholzexponate mit Stetigkeiten $> 40$ %. Aufgelistet sind außerdem die Präferenz für Totholz und, soweit bekannt, die Einstufung als Zerkleinerer (ZKL) und Fresser von grobpartikulärem Material (POM) nach der 10-Punkte-Verteilung von SCHMEDITJE & COLLING (1996). STR = Strömungspräferenz; LP = Limnophil, RL = Rheolimnophil, RP = Rheophil, RB = Rheobiont, IN = Indifferent.	166
<b>Tab. 7.4:</b> Ähnlichkeit der Taxozönosen untereinander, berechnet als Renkonenzahl (Angaben in %).	171
<b>Tab. 7.5:</b> Liste der Taxa, die ausschließlich in den Totholzexponaten vorkommen und deren Einschätzung als obligat (o. x.) bzw. facultativ xylophag (f. x.) nach HOFFMANN & HERING (2000).	174
<b>Tab. 7.6:</b> Wilcoxon-matched-pairs-Test für die Ordnungen der Gruppen „mit Totholz“ und „ohne Totholz“, sowie für ausgewählte Metries. Aufgelistet sind die signifikanten Ergebnisse ( $p < 0,05$ , fett) und die bedingt signifikanten Ergebnisse ( $p < 0,1$ ). Ein negatives Vorzeichen	



für den Z-Wert steht für eine Abnahme in den Proben „mit Totholz“.	176
<b>Tab. 7.7:</b> Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Totholzexponate) und Gruppe 2 (Driftmessung). Der Unterschied ist mit $p < 0,05$ signifikant, ein positives Vorzeichen steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.	178
<b>Tab. 7.8:</b> Driftintensität und relativer Anteil der häufigsten Taxa, die durch die Totholz-exponate driften, sowie die Gesamtindividuenzahl/24 h.	179
<b>Tab. 7.9:</b> Häufigkeitsklassen von Taxa ausgewählter Ordnungen in den Totholz- bzw. Falllaubexponaten. Die Häufigkeitsklassen sind 1 (1-2 Ind.), 2 (3-10 Ind.), 3 (11-31 Ind.), 4 (31-100 Ind.) und 5 (101-300 Ind.).	181
<b>Tab. 7.10:</b> Artenliste der Totholzexpositionen 2003 bis 2004 und Angaben zu nach-gewiesener Totholzaffinität (*) nach HOFFMANN & HERING (2000).	192
<b>Tab. 8.1:</b> Eignung der Kriebelmückenzytose zur Fließgewässertypologie und -bewertung. ++ sehr gut; + gut; o indifferent.	196
<b>Abb. 2.1:</b> Karte von Deutschland mit den wichtigsten Fließgewässern, den Grenzen der Ökoregionen und den Einzugsgebieten von Ruhr und Mulde (grau umrandet).	7
<b>Abb. 2.2:</b> Gewässertyp 5 (Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach), Bsp. Heve. Vergleiche auch LANDESUMWELTAMT NRW (1999A), Großer Talauebach im Sauerland.	10
<b>Abb. 2.3:</b> Beispiel für ein Gewässer des Typs 9 (Silikatischer, fein- bis grobmaterial-reicher Mittelgebirgsfluss), die Rur bei Wiselsley.	10
<b>Abb. 2.4:</b> Übersicht über die Probestellen des Makrozoobenthos und der Simuliidae-Aufsammlung im Ruhreinzugsgebiet. Kreise: Urbane Gewässerabschnitte. Dreiecke: Naturnahe Referenzstellen.	13
<b>Abb. 2.5:</b> Die Elpe fließt durch ein Wohngebiet bei Meschede im Sauerland.	14
<b>Abb. 2.6:</b> Die Lenne bei Westfeld im Sauerland.	16
<b>Abb. 2.7:</b> Treppen im Gewässerbett der Selbecke bei Hagen.	16
<b>Abb. 3.1:</b> Probenahme mit dem ‚Shovel-Sampler‘ nach der ‚Multihabitat Sampling Methode‘ von AQEM (AQEM CONSORTIUM 2002).	25
<b>Abb. 3.2:</b> Beispiel für die Abschätzung der Habitateigenschaften (Korngrößen) nach AQEM. Xylal = Holz, Wurzeln (aufliegende Schicht), phytal = Algen, Moose (auflie-gende Schicht), psammal/psammopelal = Sand, mesolithal >6cm bis 20cm, macro-lithal >20cm bis 40cm, microlithal >2cm bis 6cm, akal >0.2cm bis 2cm, argyllal <6µm.	26
<b>Abb. 3.3:</b> Bergen eines Temperaturloggers an der naturnahen Referenzstelle. Die Logger wurden zur Abdriftsicherung an Stahleinschlaghülsen befestigt.	27
<b>Abb. 3.4:</b> Lage der Probestellen, für die Daten von Temperaturloggern zur Verfügung stehen. Drei Datenlogger lieferten keine Daten und sind daher nicht aufgeführt.	28
<b>Abb. 4.1:</b> Wassertemperaturen an den Probestellen während der Makrozoobenthos-Beprobung im Muldeinzugsgebiet im Januar 2004.	32
<b>Abb. 4.2:</b> Leitfähigkeiten an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet im Sommer 2003 inklusive der Obergrenzen der Leitfähigkeit für das Leitbild des Gewässertyps 5 (300 µS/cm, gepunktet) und des Typs 9 (350 µS/cm, Strich-Punkt-Linie). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref_009 = Referenzgewässer des Typs 9.	33
<b>Abb. 4.3:</b> Gesamthärte an den Probestellen im Muldeinzugsgebiet im Sommer 2003, sowie die Obergrenze des Leitwertes für Gewässertyp 5 und 9 (10 °dH, gestrichelt).	35
<b>Abb. 4.4:</b> Gesamtphosphat-P-Gehalt an den Probestellen des Ruhreinzugsgebiets im Sommer 2003; gestrichelt dargestellt ist der AGA-Grenzwert (AGA 1991). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref_009 = Referenzgewässer des Typs 9.	37
<b>Abb. 4.5:</b> Nitrat-N-Gehalte an den Probestellen des Ruhreinzugsgebiets im Sommer 2003, sowie der AGA-Grenzwert (8 mg/l; gestrichelt). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref_009 = Referenzgewässer des Typs 9.	38
<b>Abb. 4.6:</b> Ergebnis der Bewertung des Moduls ‚Saprobie‘ mit dem AQEM-Programm für die Makrozoobenthos-Aufsammlung vom Herbst 2002 im Einzugsgebiet der Ruhr.	39
<b>Abb. 4.7:</b> Tiefenwasserabfluss in l/s für die Hennetalsperre vom 4.3.2003 bis zum 25.7.2003. Innerhalb des Zeitraumes wurde die Henne drei Mal beprobt und Elektroden-messungen für Sauerstoff und Temperatur durchgeführt (4.3.03, 15.5.03 und 25.7.03). Daten für den Grundablass mit freundlicher Genehmigung des Ruhrverbands Essen.	41
<b>Abb. 4.8:</b> Temperaturkurven für einen urbanen Gewässerabschnitt im Metarhithral der Veischede (rot) und für Probestelle 127 unterhalb der Hennetalsperre (grün) von Ende Februar bis Ende Juni 2004.	41
<b>Abb. 4.9:</b> Hydraulische Belastungen durch Einleitungen aus Regenrückhaltebecken im Ruhreinzugsgebiet (Punkte). Die Farben grün, gelb und rot symbolisieren die Belastungs-einschätzung ermittelt über den ‚b-Wert‘ (ATV 1996). Als graue Punkte dargestellt sind die urbanen Probestellen.	42

<b>Abb. 4.10:</b> Zinkgehalte im Jahr 2000 an der Olpe (dunkle Säulen) und der Lenne im Fließkontinuum gemessen im Wasser (Datengrundlage: Landesumweltamt NRW). Rote Linie: Grenzwert nach AGA 0,3 mg/l (1991).	44
<b>Abb. 4.11:</b> Box-Wisker-Darstellungen für die Orthophosphat-P-Gehalte an den Referenzstellen und den urbanen Gewässerabschnitten.	45
<b>Abb. 5.1:</b> Clusterdiagramm für die Renkonenzahlen aller Probestellen für die Beprobung im Herbst/Winter 2002/2003. Geclustert wurde nach Ward mit Euclidischen Distanzen. M = Mulde, R = Ruhr.	49
<b>Abb. 5.2:</b> Überschwemmungsflächen während des Sommerhochwassers im Freistaat Sachsen. Mit freundlicher Genehmigung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.	50
<b>Abb. 5.3:</b> Trockenes Bachbett im Juli 2003 bei Grimmitschau. Foto: P.Lange.	51
<b>Abb. 5.4:</b> Zugefrorener Bach im Muldeeeinzugsgebiet bei Freiberg.	52
<b>Abb. 5.5:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Ordnungen in den drei Beprobungszeiträumen. Der Fokus liegt auf den Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera und Diptera.	53
<b>Abb. 5.6:</b> Mittlere Abundanz und Standardabweichung der Simuliidae an den Probestellen in den Einzugsgebieten von Ruhr und Mulde während der Beprobungsreihen.	54
<b>Abb. 5.7:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen der Taxozönose der in den drei Zeiträumen beprobten Gewässer im Muldeeeinzugsgebiet (WEIDE = Weidegänger, ZKL + HOLZ = Zerkleinerer und Holzfresser, DETRITUS = Detritusfresser, FILTRIERER = akt. und pass. Filtrierer).	56
<b>Abb. 5.8:</b> Clusterdiagramm für die Renkonenzahlen der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet für die Beprobung im Winter 2003. Geclustert wurde nach Ward mit Euclidischen Distanzen.	57
<b>Abb. 5.9:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Ordnungen in den drei Beprobungszeiträumen im Ruhreinzugsgebiet. Der Fokus liegt auf den Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera.	60
<b>Abb. 5.10:</b> NMS-Plot mit Pcord® für die im Herbst 2002 erstellten Artenlisten der 21 urbanen Gewässerabschnitte im Ruhreinzugsgebiet. Die Höhenlage liegt dem Plot als farbgebende Schicht auf, geht aber nicht in die Berechnung ein. Erklärungsanteil 1. und 2. Achse 61 %. 1 = 0-199 m, 2 = > 200 m ü. NN.	61
<b>Abb. 5.11:</b> NMS-Plot mit Pcord® für die im Herbst 2002 erstellten Artenlisten der 21 urbanen Gewässerabschnitte im Ruhreinzugsgebiet. Die Fließgewässertypen liegen dem Plot als farbgebende Schicht auf, gehen aber nicht in die Berechnung ein. Erklärungsanteil 1. und 2. Achse 57,4 %. Typ 5 = Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 9 = Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse.	63
<b>Abb. 5.12:</b> Box-Whisker-Darstellungen für den prozentualen Anteil der Phytalbewohner in den Gewässertypen 5 und 9. Dargestellt sind der Median, sowie das 25 – 75 % Intervall und der Minimal- und Maximalwert.	65
<b>Abb. 5.13:</b> Dominanzen (in %; schwarz) und Stetigkeiten > 50 % (in %; blau) der in den drei Beprobungen gefundenen Taxa der urbanen Gewässer des Typs 5.	67
<b>Abb. 5.14:</b> Dominanzen (in %; schwarz) und Stetigkeiten > 80 % (in %; blau) der in den drei Beprobungen gefundenen Taxa der urbanen Gewässer des Typs 9.	68
<b>Abb. 5.15:</b> Clusterdiagramm der Renkonenzahlen der urbanen Gewässer des Typs 5 für die Beprobung vom Herbst 2003.	70
<b>Abb. 5.16:</b> NMS-Plot für die Faunadaten der Beprobung vom Herbst 2003. Strömungstyp 1 = 0,1 – 0,69 m/s, Strömungstyp 2 = > 0,7 m/s. Kreuzchen: Arten. Der Erklärungsanteil der 1. und 2. Achse beträgt 80 %.	71
<b>Abb. 5.17:</b> Abundanzen der Köcherfliegen (Trichoptera) an den urbanen Probestellen (hellgrau) und den Referenzstellen (schwarz) des Gewässertyps 5.	75
<b>Abb. 5.18:</b> PCA-Plot mit CANOCO® der Artenlisten von 21 Urbanisierungs- und 14 Landwirtschaftsprobstellen. Dargestellt sind die Probestellen und ihre Lage zueinander auf Grund von Ähnlichkeiten in der Biozönose. Erste und zweite Achse erklären zusammen 45 % der Verteilung.	79
<b>Abb. 5.19:</b> Mittelwerte der prozentualen Anteile der Mineralsubstrate der Referenzgewässer und der 'urbanen' Gewässer. Megalithal = >40 cm, Macrolithal = 20-40 cm, Mesolithal = 6-20 cm, Microlithal = 2-6 cm, Akal = 0,2-2 cm, Psammal = Sand, Argyllal = Lehm/Schlamm.	81
<b>Abb. 5.20:</b> Mittelwerte des prozentualen Anteils der Bedeckung der Gewässersohle mit organischen Substraten.	82
<b>Abb. 5.21:</b> RDA-Plot mit CANOCO® für die Mineralsubstrate und organischen Substrate. Dargestellt sind nur die Umweltvariablen, für die ein Korrelationskoeffizient < -0,29 oder > 0,29 errechnet wurde und die Taxa, die einen Erklärungsanteil > 35 % an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen. Tabelle 5.15 zeigt die Korrelationskoeffizienten der RDA, fett markiert sind die Korrelationen mit den Umweltvariablen auf der ersten Achse.	83
<b>Abb. 5.22:</b> Beispiel einer Darstellung der Hauptparameter 'Sohle, Ufer, Land' für die Bewertung der urbanen Probestelle an der Lenne in Schmallenberg. Orange = sehr stark verändert; gelb = stark verändert; grün = deutlich verändert.	86

<b>Abb. 5.23:</b> RDA-Plot mit CANOCO® für die Nutzung im Einzugsgebiet. Dargestellt sind nur die Umweltvariablen, für die ein Korrelationskoeffizient $< -0,28$ oder $> 0,28$ errechnet wurde und die Taxa, die einen Erklärungsanteil $> 43\%$ an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen. Korrelationskoeffizienten in Tab. 5.20.	90
<b>Abb. 5.24:</b> Hierarchische Gliederung eines Gewässersystems und seiner Unterordnungen bis auf Mikrohabitat-Größe. Unter den Gliederungselementen sind Angaben zu den räumlichen Ausdehnungen und dem zeitlichen Rahmen, in dem Prozesse auf den Ebenen stattfinden. Nach FRISSELL et al. (1986).	106
<b>Abb. 6.1:</b> Karte des Ruhreinzugsgebiets mit seinen Hauptgewässern, sowie mit den Probestellen für die Simuliidae-Aufsammlung im Jahr 2003. An den Probestellen der Voruntersuchung wurde auch eine Driftmessung durchgeführt.	112
<b>Abb. 6.2:</b> Karte des Ruhreinzugsgebiets mit seinen Hauptgewässern, sowie mit den Probestellen für die Simuliidae-Aufsammlung im Jahr 2004. Kreise: Urbane Gewässerabschnitte. Dreiecke: Referenzstellen.	113
<b>Abb. 6.3:</b> Absammeln einer Plastikplane nach Puppen- und Larvenstadien der Simuliidae. Foto: A. Müller.	114
<b>Abb. 6.4:</b> Stellen des Driftnetzes.	116
<b>Abb. 6.5:</b> Grafische Darstellung einer Simuliidae-Larve (1), von zwei Puppen im Kokon (2) und des adulten Tieres (3). Pfeil: Bereich des Histoblasten.	117
<b>Abb. 6.6:</b> Lebensstadien der Simuliidae: Kokoon (rechts) angeheftet an einen Zweig, Puppe (Mitte) und Larve mit reifem Histoblasten (links). Foto: M. Stengert.	119
<b>Abb. 6.7:</b> Nahaufnahme der Atemfäden einer Simuliidae-Puppe. Das Tier wurde als <i>Simulium pusillum</i> bestimmt. Foto: M. Stengert.	119
<b>Abb. 6.8:</b> Mittelwerte und Standardabweichung der Individuenzahlen pro Probestelle für die Frühjahrsmonate (Februar bis April), Sommermonate (Mai, Juli) und die Herbstbeprobung (September, Oktober).	121
<b>Abb. 6.9:</b> Dreidimensionale Darstellung der Individuenzahlen (Monatssummen) ausgewählter Simuliidae-Arten der Besammlung im Jahr 2003.	124
<b>Abb. 6.10:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Bewohner des Krenals, des Rhithrals und des Potamals in den Beprobungsmonaten an den urbanen Gewässerabschnitten.	126
<b>Abb. 6.11:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Habitatpräferenzen (Abkürzungen entsprechen denen in Tab. 6.6) in den Beprobungsmonaten an den urbanen Gewässerabschnitten.	127
<b>Abb. 6.12:</b> Prozentualer Anteil der Simuliidae an der Drift in den Abendstunden im Mai 2003.	129
<b>Abb. 6.13:</b> PCA-Plot mit CANOCO®. Dargestellt sind nur die die Simuliidae-Taxa, die einen Erklärungsanteil $> 30\%$ an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen.	132
<b>Abb. 6.14:</b> Prozentualer Anteil der Habitatpräferenzen (Abkürzungen entsprechen denen in Tab. 6.6) an den Gewässerabschnitten der Hauptuntersuchungsphase. Von links nach rechts nimmt die Gewässergröße zu und die Naturnähe ab (REF = Referenzgewässer, K = Gewässer des Typs 5, G = Gewässer des Typs 9). Heller gefärbt ist die Referenzstelle für Typ 9.	133
<b>Abb. 6.15:</b> Zuordnung der Kriebelmücken zu den Assoziationen nach GLATTHAAR (1978) und prozentuale Aufteilung an den Probestellen. Von links nach rechts nimmt die Gewässergröße zu und die Naturnähe ab (REF = Referenzgewässer, K = Gewässer des Typs 5, G = Gewässer des Typs 9). Heller gefärbt ist die Referenzstelle für Typ 9.	134
<b>Abb. 6.16:</b> Streudiagramm für die Korrelation der Parameter Siedlungsanteil im Einzugsgebiet und mittlere Gewässertiefe. Dargestellt sind die Regressionsgerade mit $y = -0,6216 + 0,1908 \cdot x$ und das 95 % Konfidenzintervall	137
<b>Abb. 6.17:</b> Mittlere Individuenzahlen und Standardabweichung der Simuliidae besammelt mittels der AQEM-Methode bzw. per Handaufsammlung. Die Anzahl der in die Berechnung eingehenden Probestellen ist mit n gekennzeichnet.	138
<b>Abb. 6.18:</b> Prozentualer Anteil der reifen Larven und Puppen an den Simuliidae-Funden der unterschiedlichen Besammlungsmethoden.	138
<b>Abb. 6.19:</b> Streudiagramm für die Anzahl der Kriebelmücken ( <i>Simulium spec.</i> ), die bei der 'AQEM Multihabitat Sampling Methode' im Sommer 2003 erfasst wurden, und dem AQEM-Index für die Gesamtfaua an den Probestellen.	139
<b>Abb. 6.20:</b> Streudiagramm für die Korrelation zwischen dem AQEM-Index der Gesamtfaua und der Individuenzahl von <i>S. argyreatum</i> . Die gestrichelten Linien stellen die Klassengrenzen der Bewertung dar.	141
<b>Abb. 6.21:</b> Streudiagramm für die Korrelation zwischen dem AQEM-Index der Gesamtfaua und der Individuenzahl von <i>S. ornatum</i> . Die gestrichelten Linien stellen die Klassengrenzen der Bewertung dar.	141
<b>Abb. 7.1:</b> Karte des Ruhreinzugsgebiets mit den Gewässern für die Exposition von Totholz und der in diesem Zusammenhang durchgeführten Driftmessungen.	161
<b>Abb. 7.2:</b> Totholzkasten mit Betonsockel und aufklappbarem Stahldeckel.	163
<b>Abb. 7.3:</b> Prozentualer Anteil der Großgruppe Diptera an den Gesamtindividuenzahlen ( $n$ = Gesamtindividuenzahl im Totholzexponat). Das Datum gibt den Zeitpunkt der Bergung der Exponate an.	167

<b>Abb. 7.4:</b> Logarithmische Darstellung der Summe der Individuenzahlen der Familien und Gattungen der Diptera.	168
<b>Abb. 7.5:</b> Prozentualer Anteil der Gattung <i>Brillia spec.</i> an den Gesamtindividuenzahlen der Orthocladinae (n = Gesamtindividuenzahl im Totholzexponat). Das Datum gibt den Zeitpunkt der Bergung der Exponate an.	169
<b>Abb. 7.6:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen in den exponierten Holzpaketen (Detritus = Detritusfresser, Zkl + Holz = Zerkleinerer und Xylophage, Weide = Weidegänger, Filtrier = Passive und aktive Filtrierer, Andere = Räuber, Parasiten, ohne Zuordnung).	170
<b>Abb. 7.7:</b> Prozentuale Anteile der Ernährungstypen <b>ohne</b> die Detritusfresser in den exponierten Holzpaketen (Detritus = Detritusfresser, Zkl + Holz = Zerkleinerer und Xylophage, Weide = Weidegänger, Filtrier = Passive und aktive Filtrierer, Andere = Räuber, Parasiten, ohne Zuordnung).	170
<b>Abb. 7.8:</b> Ergebnis der Clusteranalyse für die Renkonenzahlen als Maß der Ähnlichkeit der Taxalisten der Totholzkästen. Abkürzungen: Hen = Henne, Nah = Nahmer Bach, He = Herbst, Frü = Frühjahr, So = Sommer.	172
<b>Abb. 7.9:</b> Mittlere Individuendichte und Standardabweichung der Taxa, die exklusiv mit den AQEM-Beprobungen gesammelt wurden. Berücksichtigung fanden lediglich Taxa mit einer Dominanz > 1 % („rezedent“).	173
<b>Abb. 7.10:</b> Prozentuale Anteile der Ordnungen des Makrozoobenthos in den Vergleichsproben (links) und in den Totholzexponaten (rechts) über die Probenahmezeiträume gemittelt (andere=Tricladida, Mollusca, Hirudinea, Megaloptera, Odonata).	175
<b>Abb. 7.11:</b> Streudiagramm für den prozentualen Anteil der EPTCOM-Taxa der Proben „mit Totholz“ und „ohne Totholz“. Der Median für die Testgruppe „mit Totholz“ liegt bei 35 %; der für die Gruppe „ohne Totholz“ bei 28 %.	177
<b>Abb. 7.12:</b> Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen in den Expositionsexperimenten Totholz (Lautenschläger), Fallaub 1 (Stock) und Fallaub 2 (Böckels & Zaparty).	182
<b>Abb. 7.13:</b> Darstellung der Teilproben im Gewässerbett (AQEM CONSORTIUM 2002)	191

## 1 Einleitung

Der Begriff ‚Urbane Gewässer‘ fand im Jahr 1991 erstmals Eingang in die limnologische Fachliteratur. Die bis dato zu verzeichnende „[...] Abstinenz der Limnologen vom ‚Wasser in der Stadt‘, die naturgemäß ökologische Zusammenhänge in möglichst ungestörten Gewässern – also in der freien Landschaft - zu untersuchen trachteten“, wurde von dem Gedanken der interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Wasserbau und Gewässerökologie abgelöst (SCHUHMACHER & THIESMEIER 1991).

### *Urbane Gewässer – Auswirkung auf das Makrozoobenthos*

[...] *the valley rules the stream.* HYNES 1975

Die Morphologie von Fließgewässern in Ballungsräumen resultiert aus den anthropogenen Nutzungsansprüchen an Einzugsgebiet und Aue: Eine bis an den Gewässerrand heranreichende Nutzung erfordert eine unbehinderte Wasserableitung auf minimalem Raum, die v. a. durch begradigte Bachbetten, Absturzbauwerke und Ufersicherungen aus Beton sichergestellt wird (SCHUHMACHER 1989, SCHUHMACHER 1991, PODRAZA et al. 2002).

In der vorliegenden Arbeit wird untersucht, auf welcher Maßstabsebene (Einzugsgebiet, Gewässerabschnitt, Habitat, FRISSELL et al. 1986 & POFF 1997) für Gewässer im silikatischen Grundgebirge Vorhersagen von Dichte und Auftreten der Makroinvertebraten an einem Gewässerabschnitt am Besten gewährleistet sind.

Untersuchungen an Tieflandbächen von SOMMERHÄUSER et al. (1998) belegen eine Potamalisierung durch Veränderung der Gewässermorphologie: Insbesondere verschiebt sich die Trichoptera-Zönose zugunsten von Ubiquisten, die ihr natürliches Habitat in Flüssen finden würden.

Strukturarmut in urbanen Gewässern zeigt sich in fehlenden Uferstrukturen für die Imaginalstadien von Wasserinsekten (LAUTENSCHLÄGER & PODRAZA 2002) sowie einem Rückgang der Habitatqualität.

In einem landwirtschaftlich geprägten Umfeld in Wyoming veränderte sich die Substratzusammensetzung von Steinen, Schotter und Blöcken zu feinerem Material wie Sand und Feindetritus. Infolge dessen gingen Arten der Ephemeropteren, die auf saubere Steine und ein weitlumiges Interstitial an-

gewiesen sind, stark zugunsten von Amphipoden, Coleopteren und Oligochaeten zurück (HUBERT et al. 1996). PODRAZA et al. (2002) beschreiben die Makrozoobenthos-Besiedlung urbaner Gewässer folgendermaßen:

„[...] *Die Besiedlung dieser Fließgewässer unterscheidet sich in der Regel deutlich von der der Gewässer der freien Landschaft. Meist sind die Benthosgemeinschaften artenarm und werden von Ubiquisten dominiert* [...].“

### *Gewässertypologie und leitbildkonforme Bewertung*

Morphologische Eingriffe an Fließgewässern und deren Auswirkungen auf die Biozönose bedürfen einer Bewertung. In Europa bildet seit 2000 die EU-Wasserrahmenrichtlinie den normativen Rahmen für gewässerökologische Bewertung (EU COMMISSION 2000). Grundlage hierfür ist die Definition von gewässertypspezifischen Referenzbedingungen einer naturnahen Organismen-Gemeinschaft und eine mehrstufige Klassifizierung der Abweichungen vom naturnahen Zustand.

Auf Basis von Fließgewässerlandschaften und Geologie, sowie Orografie des Einzugsgebiets wurden in einer Endfassung von 2004 24 Fließgewässertypen für Deutschland mittels einer ‚top-down‘-Typologie erstellt (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Es erfolgte eine Validierung der Gewässertypen des Mittelgebirgs- und Alpenraumes mit Hilfe des Makrozoobenthos von naturnahen Gewässern nach dem ‚bottom-up‘-Verfahren (LORENZ 2004):

- In Deutschland zeichnen sich Fließgewässer-Zönosen durch eine Auftrennung nach den Ökoregionen (nach ILLIES 1978) 14 (Tiefland), 9 (Mittelgebirge) und 4 (Alpen) aus.
- Fließgewässer-Zönosen unterscheiden sich auf Grund ihrer Höhenlage.
- Fließgewässer-Zönosen mit einem Einzugsgebiet  $< 100 \text{ km}^2$  trennen sich von Gewässern mit einem Einzugsgebiet  $> 100 \text{ km}^2$ .

Zur Bewertung von Degradationen wird ein Vergleich mit dem Leitbild herangezogen: Das Leitbild definiert den Zustand eines Gewässers anhand des heutigen Naturpotentials des Gewässerökosystems auf der Grundlage des Kenntnisstandes über dessen natürliche Funktionen (LANDESUMWELTAMT NRW 1999B).

Die Entwicklung des gewässertypspezifischen Bewertungssystems für das Makrozoobenthos erfolgte im Rahmen des EU-Projektes AQEM<sup>1</sup>.

Das leitbildkonforme, gewässertyporientierte Bewertungsverfahren wird für morphologisch degradierte Gewässer angewandt.

In der vorliegenden Untersuchung sollte geklärt werden, ob die Makroinvertebraten-Zönose anthropogen beeinträchtigter Fließgewässer noch gewässertypbeschreibende Taxa beherbergt und sich somit eine Trennung nach Höhenlage und Gewässertyp ergibt, oder ob die Gemeinschaft durch eine Dominanz an Ubiquisten gekennzeichnet ist.

#### *Kriebelmücken – Eignung als Indikator?*

Die vorliegende Untersuchung bietet eine Möglichkeit zur Ergänzung und Validierung bereits bestehender Bewertungssysteme, da im Rahmen der Arbeit ein großer Datensatz nach Vorgaben des AQEM-Verfahrens erhoben wurde. Einige Indikationswerte des ‚German Fauna Index‘ (AQEM CONSORTIUM 2002) bedürfen noch einer Überprüfung. Simuliidae sind weit verbreitete Fließgewässer-Organismen und eine Nutzung als Indikator für organische Belastungen und Versauerung wurde bereits nachgewiesen (SEITZ 1992).

Eine Abhängigkeit der Simuliidae-Verteilung von der Ausstattung der Uferstrukturen wurde mehrfach festgestellt: Kriebelmücken sind bei der Eiablage-Habitatselektion von der Präsenz bachbegleitender Ufergehölze gesteuert (TIMM 1990, TIMM & KLOPP 1993, TIMM 1995).

Auch der Zustand und die Ausstattung der Habitate im Fließgewässer steuern nachweisbar das Auftreten von Kriebelmücken: MALMQUIST et. al (1999) fanden eine starke Beziehung zwischen Habitatcharakteristika wie Substratgröße, Tiefe und Fließgeschwindigkeit und der Artenzusammensetzung. O-

---

<sup>1</sup> AQEM, EU founded project for “The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates”.

berflächenbeschaffenheit, Sitzplatzangebot und Algen- bzw. Bakterienaufwuchs sind steuernde Faktoren bei der Verteilung von Simuliidae im Fließgewässer (KIEL 1996A, KIEL 1996B, KIEL et al. 1998).

#### *Erhöhung der Habitatvielfalt*

Urbane Fließgewässer sind durch einen Mangel an Habitaten, einer Verarmung der Habitatqualität und einem eingeschränkten Potenzial zur Renaturierung gekennzeichnet. Daraus resultierte für die vorliegende Arbeit eine Versuchsreihe zur Einbringung von Totholzexponaten in die urbanen Gewässerabschnitte unter der Fragestellung

- Welche Taxa besiedeln Totholzexponate in urbanen Gewässern? Handelt es sich dabei um totholzspezifische Taxa?
- Auf welche Art und Weise wird Totholz in urbanen Gewässern kolonisiert?
- Unterscheidet sich die Besiedlung der Totholzexponate von der des urbanen Gewässerabschnittes? Können solche Exponate die Zönose an der Probestelle aufwerten?

Gewässermorphologisch kann in kleineren Fließgewässern durch Holz das Gefälle auf kurzer Strecke gemindert und lenitische Bereiche geschaffen werden; Totholz bildet ein zusätzliches Habitat und dient als Nahrungsquelle (HERING & REICH 1997, FELD 1998, SPÄNHOF 2002A & B, HOFFMANN & HERING 2000).

#### *Zielsetzung der Arbeit*

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des BMBF-Forschungsprojekts MAKEF (Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung von erheblich veränderten Fließgewässern und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL) erstellt.

Der Fokus der dreijährigen Untersuchungen lag auf Gewässerabschnitten im Mittelgebirgsraum, die in hoher Intensität durch morphologische Einschränkungen in der Aue und am Gewässerrand, sowie im Bachbett gekennzeichnet sind. Die Untersuchungsgewässer sind den Gewässertypen des silikatischen Mittelgebirges zuzuordnen und liegen geografisch im Einzugsgebiet der Ruhr (Nordrhein-Westfalen) und der Mulde (Sachsen/Sachsen-Anhalt). Ziel dieser Arbeit ist die Abgrenzung des Stressors ‚Urbanisation‘ von ande-



ren Schädigungen und die Charakterisierung der Taxozönose, die sich unter eingeschränkter Habitatverfügbarkeit ausbildet. Aus der Analyse der für die Verarmung der Taxozönose verantwortlichen Parameter sollen sich Maßnahmen für eine Minimierung der Schädigungen ergeben.

Zur Umsetzung der Untersuchung waren folgende Schritte nötig:

- Erfassung der Invertebratenfauna an einer für die statistische Auswertung geeigneten Zahl von Probestellen
- Kartierung und Berechnung von biozönotisch relevanten Parametern von unterschiedlichen räumlichen Betrachtungsebenen, die eine Steuerung der Ausprägung von Taxozönosen in Fließgewässern bewirken
- gesonderte Besammlung der Simuliidae als mögliches Indikatortaxon
- Erarbeitung der Vorgehensweise zur künstlichen Einbringung von seltenen, strukturbildenden Habitaten (Totholz) in die ‚urbanen‘ Gewässerabschnitte unter Berücksichtigung ingenieurtechnischer Anforderungen.

Aus den Ergebnissen der Invertebraten-Aufsammlungen in Kombination mit der Zuordnung von biozönotisch relevanten Parametern sollen Aussagen darüber getroffen werden

- ob die Taxozönose ‚urbaner‘ Gewässerabschnitte eine Verarmung von Taxa mit Präferenz für naturnahe Strukturen anzeigt und durch Dominanz von Ubiquisten geprägt ist
- ob die ‚top-down‘-Ausweisung der Fließgewässertypen durch die Taxozönose morphologisch degradierter Gewässer ‚bottom-up‘ validiert werden kann
- welche taxonomischen Gruppen in den ‚urbanen‘ Gewässern seltener/häufiger sind als in Gewässern der freien Landschaft und ob sich eine ‚Restzönose‘ trotz morphologischer Degradation etablieren kann
- ob Simuliidae ‚bottom-up‘ die Fließgewässertypausweisung bestätigen und weiter, ob sie als Indikator für morphologische Schädigungen geeignet sind
- ob sich – unter der Annahme, dass Totholz als morphologische Kenngröße für Habitatvielfalt und Strukturqualität in Gewässern steht –

---

durch Einbringen von Totholz in ‚urbane‘ Gewässerabschnitte eine Biozönose vergleichbar mit der naturnaher Gewässer etabliert.

## 2 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten die Gewässertypen des silikatischen Mittelgebirges beprobt werden. Die ausgewählten Gewässerabschnitte liegen in den Einzugsgebieten der Ruhr und der Mulde an der Grenze zwischen Ökoregion 9 (Zentrales Mittelgebirge) und Ökoregion 14 (Zentrales Flachland) (ILLIES 1978). Die Lage der Einzugsgebiete ist Abbildung 2.1 zu entnehmen.



Abb. 2.1: Karte von Deutschland mit den wichtigsten Fließgewässern, den Grenzen der Ökoregionen und den Einzugsgebieten von Ruhr und Mulde (grau umrandet).

## 2.1 Das Ruhreinzugsgebiet

Die Ruhr entspringt nordöstlich von Schmallenberg, im Winterberger Hochland auf einer Höhe von 674 m über NN. Ihr Einzugsgebiet umfasst eine Größe von 4.488 km<sup>2</sup> bei einer Fließstrecke von 219 km. Der Mittelgebirgsraum, in dem die Ruhr entspringt, wird als Grundgebirge oder Rheinisches Schiefergebirge bezeichnet. Das Rheinische Schiefergebirge ist aus paläozoischen, stark gefalteten metamorphen Schichtgesteinen aufgebaut. Es überwiegen Tonschiefer, Grauwacken, feldspatführende Sandsteine, Quarzite und lokal Kalke devonischen Ursprungs. Bei den Kalken handelt es sich um Massenkalk, die im oberen Mitteldevon als Barriereriffe gebildet wurden. Typische Landschaftsformen sind flachwellige Hochflächen, die von steilen Tälern zerschnitten werden, die Fließgewässer folgen in ihrem Verlauf dabei entweder von Südost nach Nordwest (Abdachungsrichtung der Abtragungsfläche) oder der quer dazu verlaufenden Streichrichtung der variskischen Faltung (von Nordost nach Südwest). Das Rheinische Schiefergebirge liegt zwischen 200 und 800 m hoch und erfährt pro Jahr Niederschläge von 600 bis 1300 mm. Die Niederschlagsverteilung erfolgt dem „Mittelgebirgstyp“ entsprechend mit zwei Maxima, einem im Sommer (Juni) und einem im Winter (Dezember/Januar) (MEYNEN et al. 1962, MURL 1989).

Entsprechend ihrer Geologie und der damit verbundenen Fließgewässerlandschaften nach BRIEM (2003) sind die Fließgewässer im Ruhreinzugsgebiet vorwiegend dem grob- bis feinmaterialreichen silikatischen Bach oder Fluss des Grundgebirges zuzuordnen. Aufgrund der stellenweise angeschnittenen Muschelkalke, z. B. bei Warstein, kommt noch der Karstbach vor, sowie in den Niederungen der organisch geprägte Bach der Niederungen und die lösslehmgeprägten Bäche der Börden; Tabelle 2.1 listet die Anteile der Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens auf (LANDESUMWELTAMT NRW 2002B). Da im Zeitraum der Untersuchung das Wissen über die Gewässertypen vervollständigt wurde, kam es zu zeitlichen Überschneidungen mit der „Karte der biozönotischen Fließgewässertypen Deutschlands“ (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

Tab. 2.1: Fließgewässerlandschaften im Ruhreinzugsgebiet (LANDESUMWELTAMT NRW 2002B).

<b>NRW-Fließgewässerlandschaften im Ruhreinzugsgebiet</b>	<b>Fläche (km²)</b>	<b>%-Anteil</b>
Rhein	0,02	0,00
Sandgebiete	10,60	0,24
Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete	4,01	0,09
Lössgebiete	94,25	2,10
Silikatisches Grundgebirge	4012,62	89,38
Verkarstete Kalkgebiete	227,23	5,06
<b>Niederungen</b>		
Sande und Kiese der Niederungen	19,74	0,44
Schluffige Lehme der Auen, meist über Sanden und Kiesen	91,31	2,03
Sandige Lehme der Niederterrassen, mit meist überfein- bis grobsandigen oder sandig-kiesigen Substraten	29,68	0,66
Organische Substrate der Niederungen (Nieder-, Übergangs- und Hochmoore)	0,02	0,00

Die Fließgewässertypen des „Silikatischen Grundgebirges“, wie die Fließgewässerlandschaft des Rheinischen Schiefergebirges heißt, sind in der Reihenfolge ihres längszönotischen Auftretens der Kerbtalbach, der ‚Kleine Talauebach‘, der ‚Große Talauebach‘ und der ‚Schottergeprägte Fluss‘ des Grundgebirges (NRW-Typologie, LANDESUMWELTAMT NRW 1999A). Die ersten drei Fließgewässertypen mit einer Einzugsgebietsgröße unter 100 km² wurden zu Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, siehe auch Abbildung 2.2) zusammengefasst (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von 100 km² bis 1000 km² gehören zu Gewässertyp 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, Abb. 2.3).

In der vorliegenden Arbeit bilden die Bach- und Flusstypen des silikatischen Grundgebirges mit Ausnahme der Kerbtalbäche des Ruhreinzugsgebiets den Bearbeitungsschwerpunkt; die Kerbtalbäche mit einer Einzugsgebietsgröße < 10 m² wurden im Rahmen des Projektes nicht bearbeitet. Eine kurze Übersicht über den Charakter der Gewässertypen ist in Tabelle 2.2 einzusehen (aus „Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen“ POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).



Abb. 2.2: Gewässertyp 5 (Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach), Bsp. Heve. Vergleiche auch LANDESUMWELTAMT NRW (1999A), Großer Talauebach im Grundgebirge.



Abb. 2.3: Beispiel für ein Gewässer des Typs 9 (Silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss), die Rur bei Wiselsley.

Aufgrund vielfältiger Nutzungsansprüche des Menschen kann man diese natürlichen Ausprägungen der Fließgewässer des silikatischen Grundgebirges nicht mehr überall finden. Im Ruhreinzugsgebiet mit einer Größe von 4.488 km<sup>2</sup> leben 2,2 Mio. Menschen. Der Anteil an Siedlungs- und Verkehrsflächen in den Auen (150-300 m Breite entlang der Gewässer) des Untersuchungsgebietes beträgt 24%.

Tab. 2.2: Abiotischer und biotischer Steckbrief der Gewässertypen 5 und 9 (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

	Gewässertyp 5	Gewässertyp 9
<b>Längszonale Einordnung</b>	10 – 100 km <sup>2</sup> EZG	100 – 1000 km <sup>2</sup> EZG
<b>Talbodengefälle</b>	10 – 50 ‰	2 – 6 ‰
<b>Strömungsbild</b>	turbulent, schnell fließend	turbulent, kleinräumig hohe Strömungsdiversität
<b>Sohlsubstrate</b>	Schotter, Steine und Kiese, auch Sand	Schotter und Steine, Kies- und Sandablagerungen
<b>Typspezifische Arten des Makrozoobenthos</b>	<i>Perla marginata</i> , <i>Ecdyonurus torrentis</i> , <i>Epeorus assimilis</i> , <i>Micrasema longulum</i>	<i>Baetis lutheri</i> , <i>Ecdyonurus insignis</i> , <i>Micrasema setiferum</i> , <i>Esolus</i> <i>parallelepipedus</i>

## 2.2 Das Muldeeeinzugsgebiet

Um die Überregionalität von morphologischen Degradationen zu verdeutlichen, wurde ein Einzugsgebiet zum Vergleich gewählt: Das Einzugsgebiet der Mulde liegt in Sachsen-Anhalt und Sachsen.

Das gesamte Einzugsgebiet der Mulde beträgt etwa 7.400 km<sup>2</sup>, davon entfallen auf die Freiburger Mulde 1.138 km<sup>2</sup> (15 %), auf die Zschopau 1.847 km<sup>2</sup> (25 %), auf die Zwickauer Mulde 2.361 km<sup>2</sup> (32 %) und auf die Vereinigte Mulde 2.054 km<sup>2</sup> (28 %). Die Fließstrecke mit Nebengewässern beträgt rund 2844 km.

Das Grundgebirge an den Oberläufen von Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde im Erzgebirge besteht vorwiegend aus Metamorphiten und Graniten, etwa ab Zusammenfluss von Freiburger und Zwickauer Mulde dominieren saure Effusiva. Im Zentrum des Untersuchungsgebietes nördlich des Erzgebirges befindet sich das Granulitgebirge. Im Unterlauf der Vereinigten Mulde ist das Grundgebirge von Tertiären Sedimenten überlagert. Die großen Quellflüsse entspringen alle im Erzgebirge und fließen dann Richtung Nor-

den in das Erzgebirgsvorland und weiter in die Elbeniederungen. Die größten Erhebungen im Einzugsgebiet sind der Klinovec mit 1.244 m ü. NN, der Fichtelberg mit 1.214 m ü. NN und der Auersberg mit 1.019 m ü. NN. Die tiefste Stelle befindet sich mit 60 m kurz vor der Mündung in die Elbe bei Dessau.

Die Quelle der Zwickauer Mulde liegt im Vogtland östlich von Schöneck im Erzgebirge, die Freiburger Mulde entspringt in Tschechien, östlich des Ortes Oldřiš südlich von Moldava (Moldau) im Erzgebirge.

Die beiden Schotterflüsse fließen zunächst von Süden nach Norden, bevor sie nach der Vereinigung etwas nach Westen abknicken. Durch die Lage des Mulde-Einzugsgebietes mit einer deutlichen Süd-Nord-Achse, hat das Mulde-Einzugsgebiet im Gegensatz zum Ruhr-Einzugsgebiet einen deutlich höheren Anteil an Fließgewässerlandschaften des Tieflandes. Daher gibt es im Mulde-Einzugsgebiet 9 Gewässertypen, davon 5 Typen der Sander und Moränen. Dennoch ist der Anteil der silikatisch geprägten Gewässer mit 66,8 % relativ hoch (Tab. 2.3).

Tab. 2.3: Bach- und Flusstypen im Muldeinzugsgebiet (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004)

FLUSSTYPEN	Länge (km)	%-Anteil
Sandgeprägte Ströme (Typ 20)	0,07	0,00
Kiesgeprägte Tieflandflüsse (Typ 17)	92,64	2,03
Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)	195,83	4,30
BACHTYPEN		
Sandgeprägte Tieflandbäche (Typ 14)	230,33	5,05
Kiesgeprägte Tieflandbäche (Typ 16)	169,49	3,72
Organisch geprägte Bäche (Typ 11)	348,55	7,65
Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)	3045,00	66,80
Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)	2,67	0,06
Lösslehmgeprägte Tieflandbäche (Typ 18)	473,66	10,39

### 2.3 Untersuchte Gewässerabschnitte

Nach einer intensiven GIS<sup>2</sup>-gesteuerten Auswertung und einer Vor-Ort-Begehung erwiesen sich 25 Probestellen an Fließgewässern des Ruhreinzugsgebietes, sowie 8 Probestellen im Muldeinzugsgebiet als geeignet für eine dreimalige Makrozoobenthosbeprobung (zu den Auswahlkriterien siehe auch Kap. 3.1). Die Gewässerabschnitte zeichnen sich durch Begradigung,

<sup>2</sup> Geographic Information Systems



unterschiedliche Intensität von Ufer- und Sohlverbau, sowie durch anthropogen verursachte Degradation der Aue (Entfernen der natürlichen Auenvegetation zwecks Siedlungstätigkeit) aus. Das Maß der Degradation kann durch Vergleich mit leitbildkonformen Referenzstellen eingeschätzt werden; neun naturnahe Fließgewässer des Typs 5 konnten im Ruhreinzugsgebiet beprobt werden, die Referenzstelle für den Gewässertyp 9 liegt an der Rur in der Eifel.

Abbildung 2.4 zeigt das Gewässernetz des Ruhreinzugsgebiets mit den Probestellen für die Felduntersuchung.

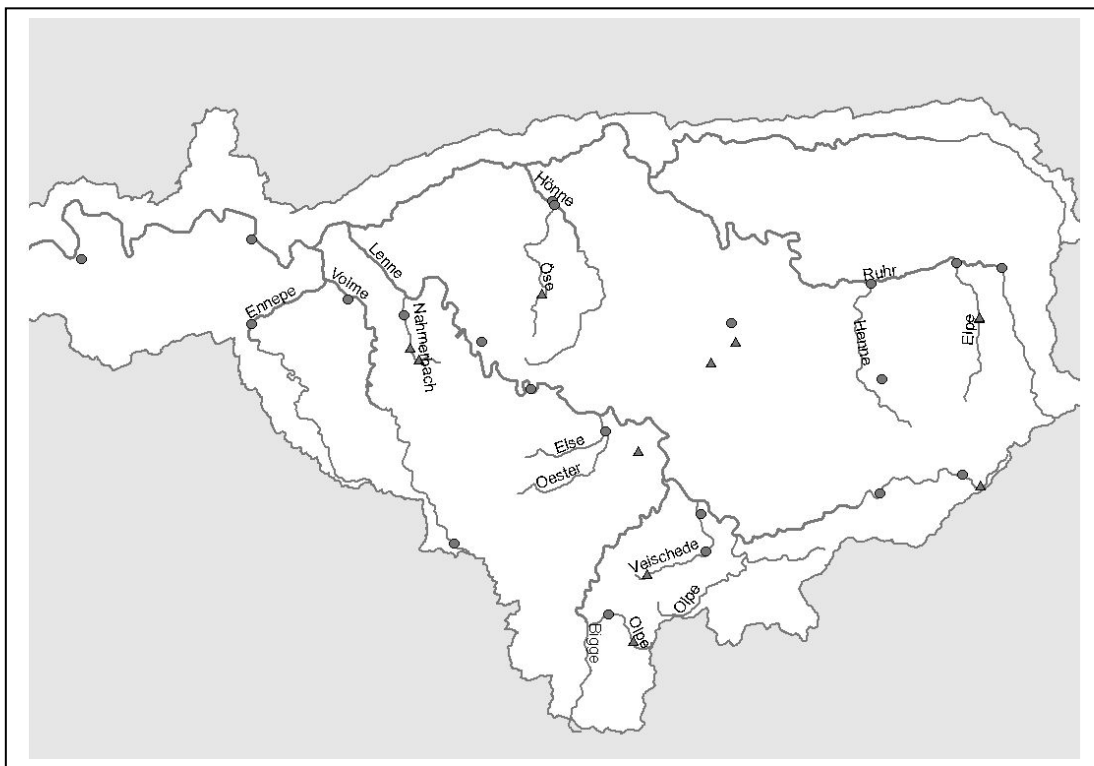


Abb. 2.4: Übersicht über die Probestellen des Makrozoobenthos und der Simuliidae-Aufsammlung im Ruhreinzugsgebiet. Kreise: Urbane Gewässerabschnitte. Dreiecke: Naturnahe Referenzstellen.

### 2.3.1 Übersicht über das Spektrum der urbanen Schädigungen

Mittels Strukturgütedaten und Informationen zu Nutzungen am Gewässerrand konnten die Probestellen vor der ersten Begehung in Art und Maß der urbanen Schädigung eingeschätzt werden (siehe Kap. 3.1).

Die morphologischen Beeinträchtigungen an den Probestellen betreffen Art und Ausprägung des Gewässerbettes und der Ufer sowie der Sohle.

Im Folgenden soll beispielhaft ein Überblick über das Maß der morphologischen Degradation gegeben werden. Kleinere Gewässer des Ruhreinzugs-

gebiets (Typ 5) entspringen zunächst in steilen Kerbtälern, die mit Fichten aufgeforstet sind, und durchschneiden auf wenigen Kilometern Lauflänge Straßendörfer und Kleinstädte, um danach in der freien Landschaft weiter zu verlaufen. Die Morphologie des Gewässers wird dem geringen Platzangebot und dem Sicherheitsbedürfnis der Anwohner angepasst (Abb. 2.5).



Abb. 2.5: Die Elbe fließt durch ein Wohngebiet bei Meschede im Sauerland.

In einigen Fällen wird das Gewässer in ein gemauertes Kastenprofil gefasst, das dem Bach etwas Raum zur Gestaltung des Gewässerbettes lässt. Dadurch entstehen insbesondere zu Niedrigwasserzeiten Kiesbänke oder von Hochstauden oder Pestwurz bewachsene Uferzonen (Abb. 2.6).

In engen Bachtälern (Rahmede, Lenne) verlaufen Teilstrecken des Fließgewässers unter der Bebauung (i. d. R. Industrieanlagen) verrohrt. Die Ufer sind immer gemauert, aus Beton oder als Spundwand angelegt.

Am Fuß der Betonmauern kann es zur Ausbildung von Kiesbänken in Niedrigwasserzeiten kommen, wo die Ansiedlung von Ufervegetation temporär möglich ist. In der Regel werden solche Strukturen jedoch im Rahmen von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen entfernt.

Auf Grund der Geländemorphologie müssen Gefälleunterschiede überbrückt werden. Dazu wird die Sohle als glatte Gleite oder als Stufen ausgebaut (Abb. 2.7). Kleinere Abstürze, die nicht als Wanderhindernis zu sehen sind, können zu Staubereichen führen.

Zu den großen Fließgewässern im Ruhreinzugsgebiet gehören neben Ruhr und Lenne, die Ennepe und die Möhne. Die Täler der Flüsse des Ruhreinzugsgebiets sind an vielen Stellen lediglich wenige hundert Meter breit und von Verkehrswegen, Industriebetrieben und Wohngebieten geprägt.

Im Gegensatz zu Flüssen vergleichbarer Größe und Morphologie, wie von Eder und Lahn an der Ostabdachung des Rothaargebirges, sind die Entwicklungsmöglichkeiten z. B. der Lenne stark eingeschränkt; Auwaldrest, Auen-  
gewässer und Intensivgrünland fehlen in der Aue (FRENZ & HERING 1999). Tab. 2.4 zeigt beispielhaft die prozentualen Anteile der Nutzung in der Lenne-  
aue.

Tab. 2.4: Flächennutzung der Lenne-  
aue von Hagen bis Schmallenberg (aus FRENZ & HERING 1999). Die Berechnungen erfolgten mittels ATKIS<sup>3</sup> Daten.

<b>Bebauung</b> [%]	<b>Mischnutzung</b> [%]	<b>Verkehrswege</b> [%]	<b>Gehölz/Wald</b> [%]	<b>Offenland</b> [%]	<b>Wasser</b> [%]
31,8	2,2	18,0	13,4	24,6	10,0

Tabelle 2.5 am Ende des Kapitels listet die Probestellen mit den wirksamen Schadstrukturen (Sohl- und Uferverbau, mögliche Beeinträchtigungen der Fauna durch Einleitungen oder fehlende Beschattung) auf. Die morphologische Degradation wurde vor Ort bei der ersten Begehung in drei Stufen – niedrig, mittel und hoch – bewertet. Detaillierte Informationen zu den an den einzelnen Probestellen wirksamen Schadparametern, sowie die allgemeinen Charakteristika der beprobten Gewässerabschnitte sind in dem Erhebungsbogen im Anhang aufgeführt.

<sup>3</sup> Amtlich-topografisch-kartografisches Informationssystem



Abb. 2.6: Die Lenne bei Westfeld im Sauerland.



Abb. 2.7: Treppen im Gewässerbett der Selbecke bei Hagen.

Tab. 2.5: Zusammenfassung der Schadparameter an den 29 ausgewählten Probestellen zur Degradation ‚Urbanisierung‘ im Ruhr- und Muldeeneinzugsgebiet.

Probestellennummer	Einzugsgebiet R = Ruhr M = Mulde	Laufkrümmung geradlinig o. gestreckt	Verrohrung oh. Probestelle	Profiltyp (V-Form oder Kasten)	Profiltiefe (tief oder sehr tief)	Sohlenverbau (50 % massiv)	beidseitig Uferverbau	beidseitig fehl. Gewässerrandstreifen	Gewässerrumfeld (beidseitig versiegelt)	Einleitungen	Talsperregrundablass	Ausleitung für Obergraben	Beschattung [%]	Fließgewässertyp	Voreinschätzung Degradation
102	R	X		X	X		X		X				90	5	niedrig
105	R	X		X	X		X					X	40		
108	R	X		X	X		X	X					10		
122	R	X					X		X				5		
103	R			X	X		X	X		X			20	5	mittel
107	R	X		X	X		X	X					5		
117	R			X			X	X	X				30		
112	M	X		X	X		X	X	X				0		
062	M	X		X	X								5		
114	M	X		X		X	X	X					0		
193	M	X	X	X	X		X	X	X	X			0		
097	R			X	X	X	X	X	X				3	9	hoch
098	R			X	X	X	X		X	X			10		
101	R	X		X	X	X	X	X	X	X			90		
109	R	X											80		
115	R	X		X	X	X	X	X					3		
119	R	X		X	X		X	X	X				0		
123	R	X		X	X	X	X	X	X	X			30		
127	R	X		X	X		X	X			X		0		
348	R	X		X	X	X	X	X	X	X			30		
131	R	X		X			X		X				80		
141	R	X		X				X	X		X		70		
143	R	X		X	X	X	X						30		
152	R	X		X		X	X						20		
362	R	X		X	X		X	X	X				0		
024	M	X		X			X						0		
197	M	X		X		X	X	X	X				0		
106	M	X		X	X	X	X	X					0		
157	M	X		X		X	X			X			10		

### **3 Material und Methoden**

#### **3.1 Ausweisung der Probestellen**

##### **3.1.1 Ruhreinzugsgebiet**

Die Ausweisung der Probestellen für das Projekt MAKEF<sup>4</sup> fand nach Absprache der für die Ausweisung wichtigen Vorgaben im Umweltbüro Essen statt. Bei der Auswahl der Probestellen wurden ATKIS-Nutzungsdaten zur Bestimmung der Nutzung am Gewässer herangezogen. Für jeden 100 m Abschnitt der Gewässerstrukturkartierung wurden die Nutzungen innerhalb der Talaue bestimmt, entsprechend vorgegebener Nutzungsgruppen aggregiert und jeder Talaueabschnitt der vorwiegend vorkommenden Landnutzung zugeordnet, sofern diese mindestens 70% des Talaueabschnitts einnimmt.

Folgende Nutzungsgruppen lassen sich mit Hilfe flächiger Nutzungsdaten ausweisen: 1. Wald, Forst und Gehölze 2. Landwirtschaft (Grünland und Brache) 3. Siedlung.

Um eine Automatisierung der Berechnung der Talaueabschnitte zu erreichen wurde ein ‚Buffer‘ links und rechts des Gewässerabschnitts definiert. Darunter versteht sich der Bereich der Aue bis zur Hangkante. Die Breite des ‚Buffers‘ ergab sich als Mittelwert aus händischen Messungen der Breite der Talaue, die visuell über geologische, bodenkundliche Karten und DGK 5 abgegrenzt wurde. Es wurden pro Gewässertyp mindestens 250 Messungen durchgeführt, an mindestens acht verschiedenen Gewässern. Die Messungen erfolgten an verschiedenen Stellen im Längsverlauf vom Beginn (oder Quelle) des Gewässertyps bis zum Ende (oder Mündung). Die Messungen wurden bei einem Maßstab von 1:1000 durchgeführt. Die Messgenauigkeit beträgt etwa 1 m. Die Arbeiten ergaben eine Aue mit 200 m Breite für Gewässertyp 5 (Mittelwert). Für künftige Berechnungen (Anteil Bebauung an der Fließstrecke des Oberlaufs von Probestellen) wurden die Nutzungen für diese automatisierten Talauen (‚Buffer‘) berechnet.

Gewässerabschnitte wurden als ‚urban‘ betrachtet, wenn folgende Voraussetzungen erfüllt waren:

---

<sup>4</sup> Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF)

- ATKIS Nutzung „Wohnbaufläche“ + „Industrie und Gewerbefläche“ + „Fläche gemischte Nutzung“ + „Fläche besondere funktionale Prägung“ > 70% Flächenanteil im ‚Buffer‘
- ATKIS Nutzungen wie z.B. „Friedhof“, „Sportplatz“, „Grünanlage“, „Gartenland“ > 70% Flächenanteil im ‚Buffer‘

Die so klassifizierten Abschnitte wurden mittels der vorliegenden Daten der Strukturkartierung (LANDESUMWELTAMT NRW 1998) auf das Vorhandensein bestimmter Parameter, bzw. Parameter-Kombinationen aus der Strukturkartierung geprüft. Dabei handelt es sich um eine Auswahl von Ausprägungen der Gewässerstruktur-Parameter, die einzeln oder in Kombination zu einer signifikanten anthropogenen Belastung führen könnten (Tabelle 3.1).

Schließlich wurden alle Gewässerabschnitte einer Nutzungsgruppe ausgewählt, die auf einer Mindestlänge von 300 m die gleiche Kombination an Gewässerstruktur-Parameter aufweisen.

Um zu vermeiden, dass chemische Bedingungen die Ausprägung der Biozönose prägen und den Einfluss morphologischer Veränderungen überdecken oder beeinflussen, wurden weitere Vorgaben zur Auswahl von Probestellen gesetzt:

- Saprobienindex der GK II oder besser; bei fehlender Datenlage Entscheidung auf Grundlage der Ortsbegehung (*Sphaerotilus*-Beläge, "Schmutzwasser-Anzeiger" in hoher Abundanz)
- Probenahme mindestens 500 m unterhalb einer Kläranlage oder einer Mischwasserentlastung
- keine Gewässer-Versauerung auf Grundlage von bestehenden Untersuchungen und pH-Wert-Messungen vor Ort (Ausschlusskriterium: pH-Wert < 6,5)
- keine toxische Belastung (z.B. Schwermetalle) – soweit aus Messungen bekannt und als toxisch belastet ausgewiesen

Tab 3.1: Spezifikation der Kriterien der Gewässerstruktur-Parameter zur Auswahl der Probenahmestellen für kleine und mittelgroße Fließgewässer (Tabelle: Dirk Glaeser, Landschaftsarchitekt, Essen).

Parameter	Strukturmerkmal	typologischer Bezug	Einzelkriterium	Kombinationskriterium
Gewässerlage	Ortslage			X
Gewässerlage	verrohrter Gewässerabschnitt		X	
Laufkrümmung	geradlinig	alle Typen		X
	gestreckt	Auen-Muldental, Flachland		X
	schwach geschwungen	Flachland		X
Verrohrungen	> 20 %	alle Typen		X
Rückstau	stark	alle Typen	X	
Sohlenverbau	>50% Massivsohle	alle Typen	X	
	> 50% Steinschüttung	Lehm/Löss, Sand u. Niedrigungsgewässer	X	
Substrattyp	unnat. (Schlick Schlamm, Ton, Schluff, Lehm, Sand)	Mittelgebirgsgewässer	X	
Profiltyp	Erosionsprofil, nur tief, (Doppel-) Trapezprofil, Kasten-, V-Profil	alle Typen		X
Profiltiefe	nur sehr tief	Lehm/Löss Gewässer	X	
	tief und sehr tief	alle außer Lehm/Löss Gewässer	X	
Uferverbau	>50%: beide Ufer, alle Formen	alle Typen		X
Gewässer- randstreifen	>50 %: beide Ufer kein wegen Nutzung	alle Typen		X
schädliche Umfeld- strukturen	geringer Abstand: Hochwasser- schutzbauwerk Verkehrsweg be- festigt	alle Typen		X

### 3.1.2 Muldeeeinzugsgebiet

Im Muldeeeinzugsgebiet wurde bei der Unterteilung der Gewässergrößenklassen den Vorgaben der WRRL gefolgt mit Gewässern, deren Einzugsgebiete kleiner bzw. größer als 100 km<sup>2</sup> sind. Diese Unterteilung liegt auch den 23 biozönotisch relevanten Gewässertypen des Gewässertypenatlas BRD zu Grunde (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Aufgrund der geringen Datenlage zum Muldeeeinzugsgebiet – die Gewässerstruktur lag nur im Übersichtsverfahren vor – musste bei der Ausweisung der Untersuchungsabschnitte anders als im Ruhreinzugsgebiet verfahren werden. Die Auswahl der Probestellen erfolgte mittels eines integrierten Verfahrens zur Suche nach geeigneten Strukturen. Dabei wurden digitale TK-Blätter und Landnutzungsdaten sowie das Gewässernetz im GIS visuell ausgewertet. Grundlage waren Informationen aus Voruntersuchungen in anderen Projekten und Kar-



tierungen Vor-Ort. Die Ausweisung der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet für das Projekt MAKEF fand im Büro für Umweltanalytik (Bonn) statt.

Auf Grund extremer Niederschläge im Untersuchungsgebiet musste die geplante Anzahl von ebenfalls ca. 20 Probestellen in Siedlungsbereichen auf acht reduziert werden: Im August 2002 trat auf Grund lang andauernder intensiver Regenfälle im gesamten Muldeeeinzugsgebiet eine Hochwassersituation auf. Die 24-h-Niederschläge betrugen zwischen 150 und 200 mm und lagen damit deutlich über den für dieses Gebiet angegebenen 100-jährlichen 24-h-Niederschlägen von 100 bis 140 mm. Auf Grund des wassergesättigten Bodens kam es zu einem schnellen Abflussanstieg, der ein Hochwasser mit einer geschätzten Jährlichkeit von ca. 200 Jahren in der Zwickauer Mulde und von ca. 1000 Jahren in der Freiburger Mulde hervorrief. Durch Überlagerung beider Hochwasserwellen entstand in der vereinigten Mulde eine lang gezogene Hochwasserwelle mit einer geschätzten Jährlichkeit von  $n = 500$  (Informationen des SÄCHSISCHEN LANDESAMTS FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2003).

Diese extremen Abflüsse haben zu morphologischen Veränderungen der Gerinnebettstrukturen geführt und durch massive Katastrophendrift die Makrozoobenthoszönose akut geschädigt. Verstärkt wurden die hydraulischen Effekte durch vor allem lokal wirkende chemische Belastungen wie Sauerstoffdefizite auf Grund des Ausfalls von Kläranlagen und der Remobilisierung von Schwermetallen, hier vor allem Blei, Arsen, Cadmium, Kupfer und Quecksilber (Informationen des LANDESAMTS FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN 2003). Bei der Auswahl der Probestellen wurde versucht – basierend auf den Überregnungsdaten – Probestellen mit möglichst geringem Hochwassereinfluss auszuwählen.

### **3.2 Untersuchungsmethoden**

An den Probestellen wurde eine Strukturkartierung durchgeführt, in drei Jahreszeiten Makrozoobenthos beprobt, sowie mehrfach im Jahresverlauf 15 Minuten Kriebelmücken (Simuliidae; Diptera) aufgesammelt. Für alle Probestellen wurde dreimalig eine Wasseranalyse im Labor der Universität Duisburg-Essen durchgeführt, um zu kontrollieren, ob die nach morphologischen Kriterien ausgewählten Probestellen tatsächlich keine chemischen Beeinträchtigungen zeigten.

### 3.2.1 Strukturkartierung

Die Strukturkartierung wurde nach der Anleitung zur Gewässerstrukturkartierung der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt (LANDESUMWELTAMT NRW 1998). Ziel dieser Kartierung ist, die morphologischen Parameter eines Gewässers hinsichtlich seiner ökologischen Funktionsfähigkeit zu bewerten. Bewertungsmaßstab ist der heutige potentielle natürliche Gewässerzustand (hpnG), so wie er sich „nach dem Ausbleiben menschlicher Einflüsse unter den bestehenden biotischen und abiotischen Bedingungen langfristig einstellen würde“ (LANDESUMWELTAMT NRW 1999B). Die Strukturkartierung wurde mit den Erhebungsbögen bezogen auf einen 100 m Abschnitt durchgeführt. Die Bewertung gliedert sich in zwei Teile: Die Indexgestützte Bewertung mit Hilfe eines Indexsystems, welches den Einzelparametern ‚Laufkrümmung‘, ‚Krümmungserosion‘ etc. Ziffern zwischen 1 und 7 zuordnet und die Bewertung anhand funktionaler Einheiten, bei der die Ergebnisse schließlich mittels arithmetischer Mittelwertbildung zusammengefasst werden. Die Strukturklassen zeigt Tabelle 3.2.

Tab. 3.2: Die Strukturklassen und ihre Darstellung in der Karte.

STRUKTUR-KLASSE	GRAD DER BEEINTRÄCHTIGUNG	FARBIGE KARTENDARSTELLUNG
1	Naturnah	Dunkelblau
2	Bedingt naturnah	Hellblau
3	Mäßig beeinträchtigt	Grün
4	Deutlich beeinträchtigt	Hellgrün
5	Merklich geschädigt	Gelb
6	Stark geschädigt	Orange
7	Übermäßig geschädigt	Rot

Beide Bewertungen werden dann verglichen; eventuelle Abweichungen müssen begründet werden. Da bei der Bildung des arithmetischen Mittelwerts Probleme bei der Zuordnung einzelner Wertzahlen auftreten können, gibt die Kartieranleitung eine Indexspanne vor.

Tab. 3.3: Vorgaben für die Zuteilung der Wertzahlen zu Strukturklassen.

Güteklasse	1	2	3	4	5	6	7
Indexspanne	1 – 1,7	1,8 – 2,6	2,7 – 3,5	3,6 – 4,4	4,5 – 5,3	5,4 – 6,2	6,3 – 7

### 3.2.2 Physikalisch-chemische Gewässeruntersuchungen

Vor Ort wurden während der Makrozoobenthos-Aufsammlungen an den Probestellen jeweils die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit und pH-Wert bestimmt. Die elektrometrische Aufnahme erfolgte mit den in Tabelle 3.4 aufgeführten Messgeräten.

Tab. 3.4: Übersicht über die verwendeten Messgeräte.

PARAMETER [EINHEIT]	MESSGERÄT
Temperatur [°C]	WTW OXI 197
Sauerstoffgehalt O <sub>2</sub> [mg/l]	WTW OXI 197
Sauerstoffsättigung [%]	WTW OXI 197
Leitfähigkeit [µS/cm]	WTW LF 191
pH-Wert	WTW pH 196

Wasserproben wurden in 1 l-Probeflächen aus dickwandigem Kunststoff (PE) abgefüllt und zur weiteren Analyse in das Labor der Abt. Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen gebracht.

Im September 2003 und im Januar 2004 wurden an acht Probestellen mit urbanem Umfeld im Muldeinzugsgebiet physikochemische Messungen durchgeführt und Wasserproben entnommen. 21 urban geprägte Gewässerabschnitte des Ruhreinzugsgebietes wurden im Juli 2003 und im März 2004 entsprechend beprobt. Im Ruhreinzugsgebiet wurden darüber hinaus im Sommer 2003 drei und im Frühjahr 2004 zehn weitere naturnahe Abschnitte untersucht.

Die entnommenen Wasserproben wurden gekühlt ins Labor der Universität Duisburg-Essen/Abteilung Hydrobiologie überführt und anschließend auf die Parameter Ortho- und Gesamt-Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat nach DIN analysiert.

Die Ermittlung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB<sub>5</sub>) erfolgte ebenfalls nach DIN; die Bestimmung der Parameter Chlorid und Gesamthärte wurde mit Test-Kits der Firma MERCK® durchgeführt.

Tabelle 3.5 stellt die angewandten Messverfahren für die Analyse der Parameter dar.

Tab. 3.5: Übersicht über die Messmethoden und Analyseverfahren.

PARAMETER	VERFAHREN	NACHWEISGRENZE, GENAUIGKEIT
BSB <sub>5</sub> (Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen) ohne N-Allylthioharnstoff	DIN 38409 - H51/52 O <sub>2</sub> -Bestimmung amperometrisch nach DIN 38408 Teil 22 (WTW Oxi 539)	0 mg/l - < 10 mg/l auf 0,1 mg ≥10 mg/l auf 1 mg/l
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (Nitrat)	DIN 38405 - D9 photometrisch mittels Natrium-Salicylatlsg., Schwefelsäure u. Natriumhydroxid-Seignettesalz-Lsg.	< 0,5 mg/l als < 0,5 mg/l 0,5 mg/l - < 10 mg/l auf 0,1 mg/l 10 mg/l - 50 mg/l auf 1 mg/l
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (Nitrit)	DIN 38404 - D10 photometrisch mittels Sulfanilsäure und Naphthyl-(1)-amin-Lsg.	<0,02 mg/l als <0,02 mg/l 0,02 mg/l - <0,1 mg/l auf 0,01 mg/l 0,1 mg/l - 0,58 mg/l auf 0,05 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (Ammonium)	DIN 38406 - E5-1 photometrisch mittels Natriumdichlorisocyanurat und Natriumsalicylat	< 0,05 mg/l als < 0,05 mg/l 0,05 mg/l - < 1,0 mg/l auf 0,05 mg/l 1,0 mg/l - 10 mg/l auf 0,1 mg/l
gel.-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (gelöstes Phosphat)	DIN 38405-D11-1 photometrisch mittels Ammoniummolybdat	< 10 µg/l als < 10 µg/l 10 µg/l - 2000 µg/l auf 10µg/l
ges.-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (gesamt Phosphat)	DIN 38405 - D11-1 photometrisch mittels Ammoniummolybdat nach Aufschluss mit H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , HNO <sub>3</sub> und Kaliumperoxodisulfat	< 10 µg/l als < 10 µg/l 10 µg/l - < 1000 µg/l auf 10µg/l 1000 µg/l - 2000 µg/l auf 50 µg/l
Cl <sup>-</sup> (Chlorid)	Schnellbestimmung mit Reagenzien-satz Aquamerck 8039	auf 0,1 mg/l
GH (Gesamthärte)	komplexometrische Titration in Anlehnung an DIN 38406-E3-3	auf 0,2 mmol/l
CH (Carbonathärte)	acidimetrische Titration gegen Mischindikator (Aquamerck 8048)	auf 0,1 mmol/l

### 3.2.3 Makrozoobenthos-Aufsammlungen

Die Makrozoobenthos-Aufsammlungen richteten sich nach der ‚Multihabitat Sampling Methode‘ (AQEM CONSORTIUM 2002) und wurden mit einem 25 x 25 cm Shovel-Sampler mit einer Maschenweite von 500 µm genommen. Dabei wurde die Aufsammlungstechnik entsprechend der Vorgaben des AQEM CONSORTIUM (2002) angewendet: Das Gewässersubstrat wurde in 5 % Schritten bezüglich seiner Anteile an Feinsubstrat, Steinen und Blöcken eingeschätzt und dann 20 Mal anteilig auf einer Fläche von 25 x 25 cm beprobt. Substrate, die weniger als 5 % der Fläche einnahmen, wurden nicht beprobt, aber in einem Feldprotokoll festgehalten. Zusätzlich wurden Gewässerhabitate in ihren Anteilen geschätzt, die dem Sohlsubstrat aufliegen können: Totholz, Blätter, Algenbewuchs auf den Steinen, Makrophyten. Nahmen diese Substrate mehr als 5 % einer zu beprobenden Fläche ein, wurden sie individuell mitbeprobt.



Abb. 3.1: Probenahme mit dem ‚Shovel-Sampler‘ nach der ‚Multihabitat Sampling Methode‘ von AQEM (AQEM CONSORTIUM 2002).

Die Probe wurde später in einen Eimer überführt, mit Ethanol (75 %) fixiert und ins Labor zur Weiterverarbeitung gebracht. Das gewonnene Probenmaterial wurde im Labor vollständig aussortiert. Die Bestimmung der Makroinvertebraten erfolgte nach der unter Kap. 10.2 aufgeführten Literatur, die Nomenklatur richtet sich nach ILLIES (1978), bzw. der vollständigen operationellen Taxaliste für Makroinvertebraten nach HAASE & SUNDERMANN (2004).

Die Einschränkung des AQEM-Aufsammlungsverfahrens auf ein Minimum von 5 % Flächenanteil bei den beprobten Substraten führt zu einer Vernachlässigung von seltenen, aber oft hoch mit Simuliidae besiedelten Substraten. Daher wurde für diese Dipteren-Familie eine gesonderte Aufsammlungsmethode verwendet, die in Kap. 6.1.2 näher erläutert wird.

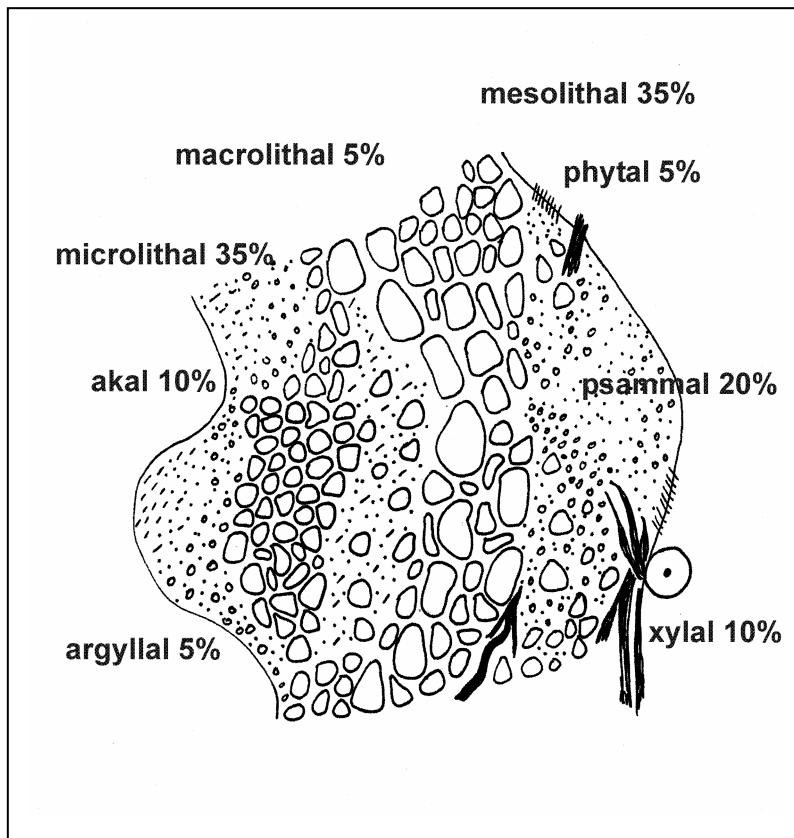


Abb. 3.2: Beispiel für die Abschätzung der Habitateigenschaften (Korngrößen) nach AQEM. Xylal = Holz, Wurzeln (aufliegende Schicht), phytal = Algen, Moose (aufliegende Schicht), psammal/psammopelal = Sand, mesolithal >6cm bis 20cm, macrolithal >20cm bis 40cm, microlithal >2cm bis 6cm, akal >0.2cm bis 2cm, argyllal <6µm.

### 3.2.4 Weitere Vorgehensweise zur Erfassung der Probestellen

An allen Probestellen wurde ein umfangreiches Protokoll erstellt in Anlehnung an das AQEM-, 'site protocol' (siehe [www.aqem.de](http://www.aqem.de)). Darin werden Angaben zu Ufer- und Sohlverbau, sowie Beschattung und Gewässergröße gemacht. Prozentuale Anteile der Nutzungen im Einzugsgebiet der Probestelle wurden mittels ATKIS-Nutzungsdaten berechnet (vgl. Kap. 3.1.1). Die Angaben zu den Probestellen sind im Anhang einsehbar.

An allen Probestellen wurde bei jeder Besammlung von Makrozoobenthos oder Simuliidae die Strömungsgeschwindigkeit mit einem Messflügel der Firma Schiltknecht® (MiniAir 2) 10 Mal zufällig verteilt im Gewässerbett gemessen. Dabei wurde darauf geachtet, sowohl Messungen auf, hinter und vor großen Blöcken der Gewässersohle durchzuführen. Mit einem handelsüblichen Zollstock wurden je 10 Werte der Gewässertiefe entnommen.

In einem Fließgewässer ist i. d. R. eine allmähliche Erwärmung der Wassertemperatur von der Quelle bis zur Mündung messbar (SCHÖNBORN 1992). Jedoch können auch strukturelle Maßnahmen z. B. fehlende Beschattung

durch Gehölze oder eine verlängerte Aufenthaltsdauer des Wassers (Aufstau) eine Erwärmung begünstigen (PODRAZA et al. 2002). Aus einer solchen Erwärmung kann ein frühzeitiges Auftreten potamaler Arten resultieren, wie für Trichoptera in einem Sandbach nachgewiesen (SOMMERHÄUSER et al. 1998).

Für Langzeit-Temperaturmessungen standen für sechs Monate neun Geräte zur Erfassung der Wassertemperatur zur Verfügung (Datenlogger des Typs Tinytag Plus IP68 der Firma RS-Components®). Die Logger wurden im Längskontinuum der Lenne an vier Stellen und im Längskontinuum der Vei-schede an drei Stellen vom 27.02.2004 bis zum 31.06.2004 ausgebracht. Eine Referenzstelle wurde ebenfalls mit einem Datenlogger bestückt.



Abb. 3.3: Bergen eines Temperaturloggers an der naturnahen Referenzstelle. Die Logger wurden zur Abdriftsicherung an Stahleinschlaghülsen befestigt.

Bei den physiko-chemischen Feldmessungen fiel eine Probestelle durch Temperaturabweichungen auf, die nicht direkt auf die Urbanisierung des Gewässers zurückgeführt werden konnten. Grund hierfür sind Abfluss- und Temperaturschwankungen, die durch die wenige Kilometer oberhalb der Probestelle 127 liegende Talsperre ausgelöst werden. Aus diesen Beobach-

tungen resultierte ein weiteres Bestücken der Probestelle unterhalb der Henne-Talsperre mit einem Temperaturlogger (Abb. 3.3 und Abb. 3.4).

Des Weiteren wurden Abflussdaten der Henne-Talsperre – freundlicherweise zur Verfügung gestellt durch den Ruhrverband Essen – ausgewertet.

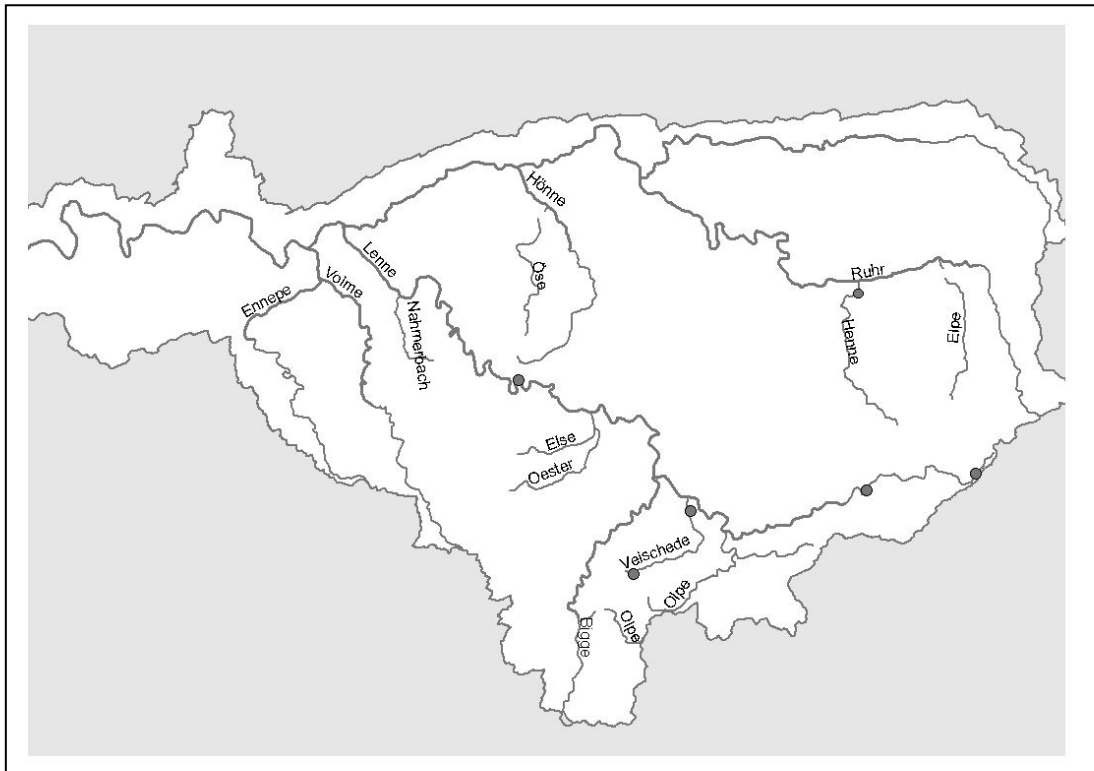


Abb. 3.4: Lage der Probestellen, für die Daten von Temperaturloggern zur Verfügung stehen. Drei Datenlogger lieferten keine Daten und sind daher nicht aufgeführt.

Das Design der Exponate für Totholz, sowie die in dem Zusammenhang durchgeführte Driftmessung wird in Kap. 7 beschrieben. Tab. 3.6 gibt einen Überblick über den Zeitraum der für die vorliegende Arbeit durchgeführten Felduntersuchungen.

Tab. 3.6: Überblick über den Umfang der Erhebungen (grau: Probenahmetermin).



	2002			2003												2004						
	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul
Makrozoobenthos (AQEM) Ruhr																						
Makrozoobenthos (AQEM) Mulde																						
Simuliidae (Zeitaufsammlung)																						
Driftmessung																						
Temperaturlogger																						
Totholzexposition																						
Chemie (Labor) Ruhr																						
Chemie (Labor) Mulde																						

### 3.3 Verwendete Indices

Nach dem „River Continuum Concept“ (VANNOTE ET AL. 1980) ändern sich innerhalb eines Fließgewässerkontinuums von der Quelle bis zur Mündung Wassertemperatur, Strömung, Sauerstoffhaushalt und Nahrungsangebot. Anthropogene Eingriffe können diese Hauptparameter unabhängig vom Fließgewässerabschnitt verändern und eine Verschiebung der Faunenzusammensetzung in benachbarte ökologische Regionen verursachen (z. B. Potamalisierung).

Die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit auf der Grundlage des Makrozoobenthos erfolgt unabhängig vom Namen und Entwicklungsstand der Bewertungssysteme im Rahmen der EU-WRRL anhand folgender Kriterien, die in Anlehnung an MOOG et al. (1995) aufgezählt werden:

- Arteninventar, Seltenheit, Wiederbesiedlungspotential, Regenerationspotential
- Abundanz- und Dominanzstruktur
- Ernährungstypenverteilung
- Längszonale Verteilung, Biozönotische Regionen

Die **Diversität** wurde als Shannon-Weaver-Index (MÜHLENBERG 1993) berechnet, wobei der Logarithmus naturalis verwendet wurde.

Unterschiede in der Gesamtartenzahl zwischen zwei Probestellen A und B können durch Berechnung des **Artenfehlbetrages** nach der Formel von KOTHÉ (1962) ausgedrückt werden

Die Dominanzidentität wurde mit der **Renkonenschen Zahl** (MÜHLENBERG 1993), als einem Maß für die Übereinstimmung der Dominanzstrukturen der Artengemeinschaften an zwei Probestellen, berechnet.

Die **Dominanz** gibt den Anteil einzelner Arten an der Gesamtbiozönose an. Eine Einteilung der Dominanzklassen erfolgte dann nach Mühlenberg (1993).

Die Formeln können im Anhang A1 eingesehen werden.

Die Verteilung der Organismen wird über die Faktoren Nahrungsangebot, Substrattyp und Strömung gesteuert. Kennt man die funktionalen Beziehungen zwischen der Lebensweise der Organismen und ihrem Lebensraum, lassen sich weitergehende ökologische Aussagen zum Gewässerabschnitt vornehmen und prüfen, ob sie dem Leitbild des Gewässers entsprechen (SCHMEDTJE & COLLING 1996). Die Zuordnung der Taxa zu diesen ‚Funktionalen Gruppen‘ (Tabelle 1 in Anhang A1) erfolgte mit Hilfe des AQEM-Bewertungsprogramms, dessen Berechnungsmodule sich weitgehend an die Vorgaben von SCHMEDTJE & COLLING (1996) und MOOG (1995) halten.

Beim **AQEM-Index** handelt es sich um ein gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos, das den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt und im Rahmen des gleichnamigen EU-Forschungsprojektes entwickelt wurde. Das Modul ‚strukturelle Degradation‘ spiegelt die Auswirkungen der Beeinträchtigung der Gewässermorphologie auf das Makrozoobenthos wider. Dieses Modul ist als multimetrischer Index aus mehreren Einzelindizes, den ‚Core Metrics‘, aufgebaut. Durch die Verrechnung mehrerer biozönotischer Kenngrößen miteinander erhält man ein vollständigeres Bild des ökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts als dies mit einem einzelnen Metric möglich wäre.

Der multimetrische Index lässt sich in eine 5-stufige Bewertungsskala von 1 (sehr guter ökologischer Zustand) bis 5 (schlechter ökologischer Zustand) überführen (LAWA 2004).

### 3.4 Statistische Datenauswertung

Daten, die im Rahmen ökologischer Untersuchungen von Biozönosen gesammelt werden, sind i. d. R. multivariat, d. h. jede Beprobungseinheit wird von einer Vielzahl an Attributen beschrieben (JONGMAN 1995). Multivariate Datensätze werden in der Ökologie in drei Gruppen unterteilt:

- Direkte Gradienten-Analyse (Regressionsanalyse)
- Indirekte Gradientenanalyse (Ordination, PCA, NMS)
- Klassifikation (Clusteranalyse)

Im Rahmen dieser Arbeit kamen folgende multivariate Analysemethoden zum Einsatz:

- Ordination über Hauptkomponentenanalyse (,Principal Component Analysis', Redundanzanalyse)
- Ordination über NMS (,non-metric multidimensional scaling')
- Clusteranalyse

Für die Komponentenanalyse (,Principal Component Analysis', Redundanzanalyse) wurde das Softwarepaket ,CANOCO<sup>®</sup> für Windows 4.5' (TER BRAAK et al. 1995) verwendet. Um Korrelationen der Umweltvariablen untereinander auszuschließen, wurde stets ein Monte Carlo Permutationstest durchgeführt und alle Korrelationen mit einem ,Inflationfactor' von  $> 10$  zurückgewiesen.

Für die Ordination mit Hilfe der ,non-metric multidimensional scaling' (NMS) diente das Softwarepaket PcOrd<sup>®</sup> 4.24. Die NMS wird in der Ökologie dann angewendet, wenn ein Datensatz nicht normalverteilt ist, was für Daten benthischer Fließgewässer-Zönosen i. d. R. der Fall ist (JONGMAN 1995).

Parametrische und nicht-parametrische Testverfahren wurden mit den Programmen SPSS<sup>®</sup> 11.0 bzw. STATISTIKA<sup>®</sup> 6.1 durchgeführt.

Mittels des Kolmorov-Smirnov-Tests wurden die Daten auf Normalverteilung geprüft. In keinem Fall war eine Normalverteilung gegeben und somit wurden nicht-parametrische Tests verwendet (Spearman-Rang-Korrelation, Mann-Whitney-U-Test). Die Kennzeichnung des Signifikanzniveaus erfolgte mit:

n.s. = nicht signifikant  $p > 0,1$

(\*) = bedingt signifikant  $p < 0,1$

\* = signifikant  $p \leq 0,05$

\*\* = hoch signifikant  $p \leq 0,01$

\*\*\* = höchst signifikant  $p \leq 0,001$

## 4 Physiko-chemische Messungen

### 4.1 Ergebnisse der Feldmessungen und Laboranalysen

Eine Tabelle der Ergebnisse der physiko-chemischen Messungen und der chemischen Wasseranalysen ist im Anhang A 4 aufgeführt.

Die **Wassertemperatur** unterliegt großen jahreszeitlichen Schwankungen; an den Probestellen wurden Temperaturen zwischen 0,2 °C im Januar 2004 und 20,5 °C im August 2003 gemessen.

Im Januar 2004 lagen bei Lufttemperaturen zwischen minus 10 und plus 16 °C die Wassertemperaturen wenig über dem Gefrierpunkt (0,2 bis 0,8 °C). Die Probestelle MGU\_197 führte zu dieser Zeit mit 2,6 °C etwas wärmeres Wasser. Deutlich erhöht war dagegen mit 11 °C die Wassertemperatur im Münzbach an Probestelle MKU\_062 (Abb. 4.1).

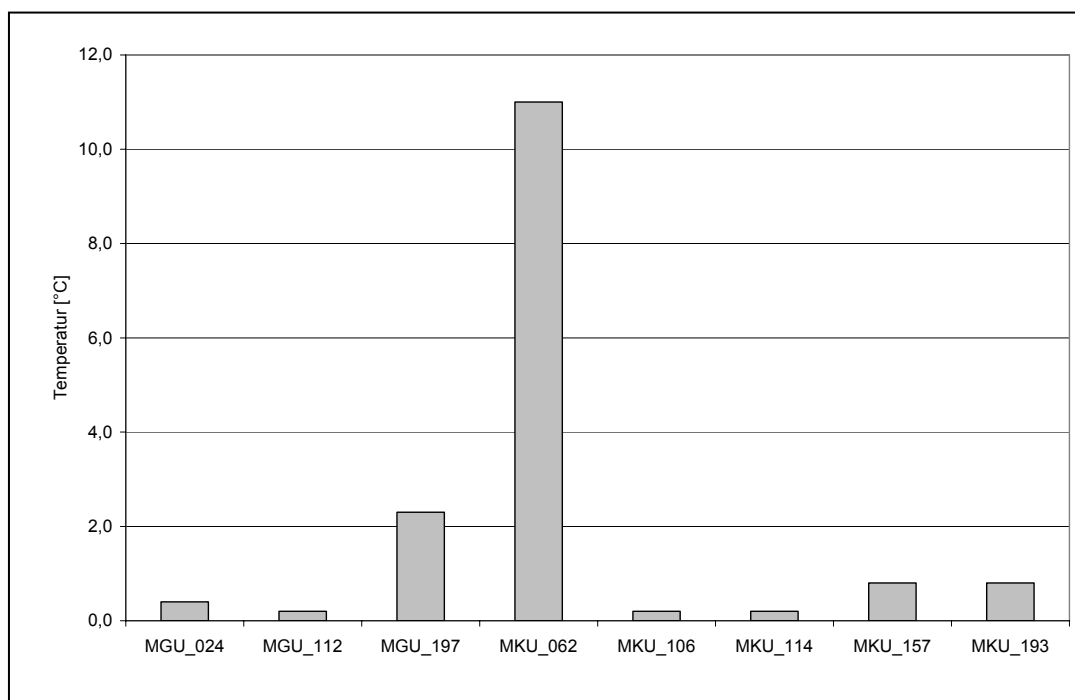


Abb. 4.1: Wassertemperaturen an den Probestellen während der Makrozoobenthos-Beprobung im Muldeinzugsgebiet im Januar 2004.

Im September 2003 wurden an den Gewässerabschnitten im Muldeinzugsgebiet Temperaturen zwischen 11,6 und 16,9 °C gemessen.

Die Wassertemperaturen an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet lagen im März 2004 im Mittel bei 5,4 °C mit einer Minimal-Temperatur von 4,3 und einer Maximal-Temperatur von 6,5 °C.

Bemerkenswerte Differenzen ergaben die Messungen der Wassertemperatur an den Gewässerabschnitten im Ruhreinzugsgebiet während der Beprobung im Sommer 2003; das kälteste Wasser mit 6,2 °C führte die Probestelle unterhalb der Henne-Talsperre (siehe auch Kap. 4.2). Mit 20,5 °C war die Wassertemperatur an der Probestelle RUS\_131 (Deilbach) gegenüber dem Mittelwert der untersuchten Gewässer erhöht (16,2 °C).

Die **Elektrische Leitfähigkeit** als Summenparameter für die im Wasser gelösten Ionen lag an den Probestellen im Muldeinzugsgebiet zwischen 234 und 995  $\mu\text{S/cm}$ . Die physiko-chemischen Leitwerte (LANDESUMWELTAMT NRW 1999B, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) für die Elektrische Leitfähigkeit lagen für Gewässertyp 5 zwischen 50 und 300  $\mu\text{S/cm}$  und für Gewässertyp 9 zwischen 75 und 350  $\mu\text{S/cm}$  (Abb. 4.2).

Bei fünf von 16 Messungen überstieg die Elektrische Leitfähigkeit die von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) aufgelisteten Werte für naturnahe, typentsprechende Gewässer; drei Messungen im Muldeinzugsgebiet ergaben Leitfähigkeiten, die die gewässertypspezifischen Obergrenzen um mehr als das doppelte überstiegen.

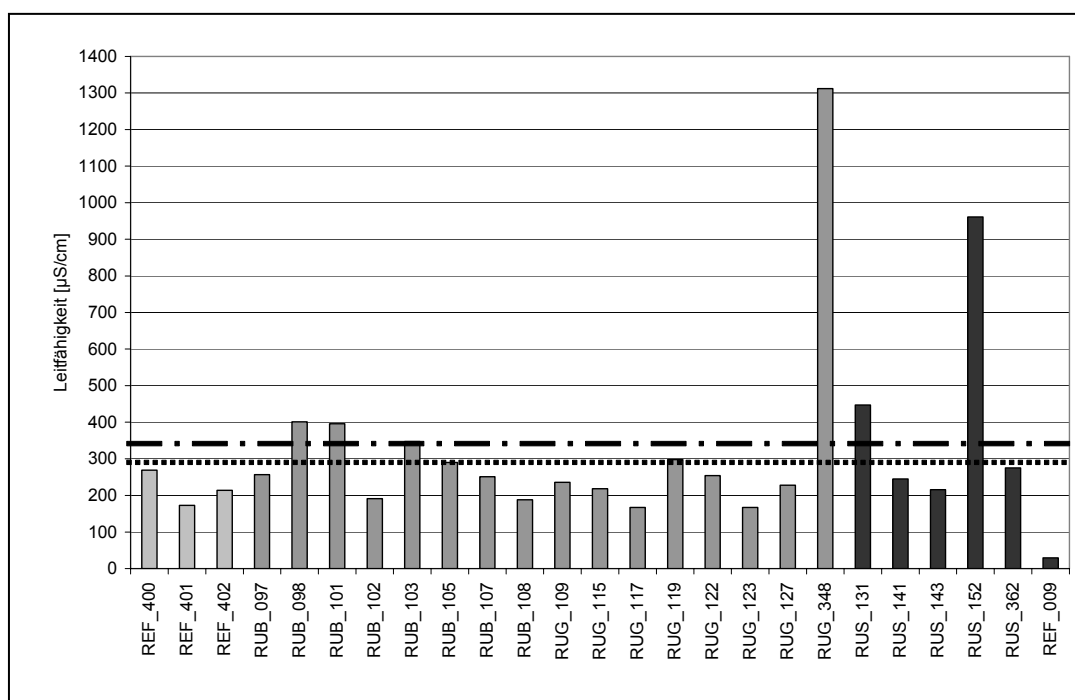


Abb. 4.2: Leitfähigkeiten an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet im Sommer 2003 inklusive der Obergrenzen der Leitfähigkeit für das Leitbild des Gewässertyps 5 (300  $\mu\text{S/cm}$ , gepunktet) und des Typs 9 (350  $\mu\text{S/cm}$ , Strich-Punkt-Linie). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref\_009 = Referenzgewässer des Typs 9.

Bei insgesamt sieben von 55 Messungen war die Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet gegenüber dem Leitwert erhöht. Für zwei Probestellen konnten im Sommer 2003 mit 961 bzw. 1312  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich erhöhte Leitfähigkeiten gemessen werden.

Die gemessenen **pH-Werte** zwischen pH 7 und pH 8 an den Untersuchungsstellen im Muldeinzugsgebiet im Winter 2004 liegen im Rahmen der Leitwerte für Gewässertyp 5 bzw. Typ 9. Im September 2003 jedoch konnten an drei Messstellen mit pH-Werten von 8,6, 9,3 und 9,8 deutlich alkalische Verhältnisse nachgewiesen werden.

Im Ruhreinzugsgebiet wurden wie im Muldeinzugsgebiet keine sauren Verhältnisse an den untersuchten Gewässerabschnitten festgestellt. Besonders im März 2004 waren die Unterschiede zwischen den Probestellen im Bezug auf den pH-Wert mit pH 7,2 bis 7,8 gering. Während der Beprobung im Sommer 2003 konnten an den Probestellen Werte zwischen pH 7,5 und 8,4 gemessen werden. Eine Stelle wies mit pH 8,7 stärker alkalische Verhältnisse auf.

Im Muldeinzugsgebiet wurden **Sauerstoffsättigungen** zwischen 81 und 100 % festgestellt. An zwei weiteren Stellen konnten während der Beprobung im September 2003 Übersättigungen mit 123 bzw. 134 % nachgewiesen werden.

Das Wasser der untersuchten Abschnitte im Ruhreinzugsgebiet war im März 2004 zu 91 bis 104 % mit Sauerstoff gesättigt. Leichte Übersättigungen mit im Mittel 113 % und maximal 153 % wurden im Sommer 2003 gemessen. Die untersuchten Referenzabschnitte wiesen zu keinem Zeitpunkt Übersättigungen auf.

Die **Sauerstoffkonzentration** an der Probestelle MKU\_062 im Muldeinzugsgebiet betrug im September 2003 7,9 mg/l. Alle anderen Messungen im Mulde- und im Ruhreinzugsgebiet belegen einen Sauerstoffgehalt über 8 mg/l. Damit können die Gewässerabschnitte nach LAWA (1998) bezüglich dieses Parameters der Güteklasse I zugeordnet werden.

Erhöhte Werte für den **Biochemischen Sauerstoffverbrauch (BSB<sub>5</sub>)** sind während der Beprobung im Sommer 2003 für alle Probestellen im Ruhreinzugsgebiet festgestellt worden (im Mittel 2,5 mg/l). Der maximale Wert wurde an der Veischede an Probestelle RUG\_119 mit 4,8 mg/l gemessen. Der

BSB<sub>5</sub> liegt für alle Probestellen des Ruhreinzugsgebiets für die Beprobung im Frühjahr 2004 unter 2 mg/l; für die zehn beprobten naturnahen Abschnitte der Simuliidae-Untersuchung wurden BSB<sub>5</sub>-Werte < 1 mg/l festgestellt. Lediglich eine urbane Probestelle (RUG\_348, Oese) wies mit 2,2 mg/l gering erhöhte Werte auf.

Aufgrund der großen räumlichen Distanz zwischen dem Muldeeeinzugsgebiet und dem für die Analyse vorgesehenen Labor der Hydrobiologie an der Universität Duisburg-Essen wurde auf die Bestimmung des BSB<sub>5</sub> an den Gewässerabschnitten im Muldeeeinzugsgebiet verzichtet.

Die Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet wiesen bei der Beprobung im September 2003 mit > 30° dH eine deutlich höhere **Gesamthärte** (Abb. 4.3) als die Probestellen im Ruhreinzugsgebiet auf (im Mittel 6° dH). Im Januar 2004 jedoch liegen die Werte für die Gesamthärte der Beprobung im Muldeeeinzugsgebiet < 10° dH damit unterhalb der Obergrenze des Leitbildes (LANDESUMWELTAMT NRW 1999B, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

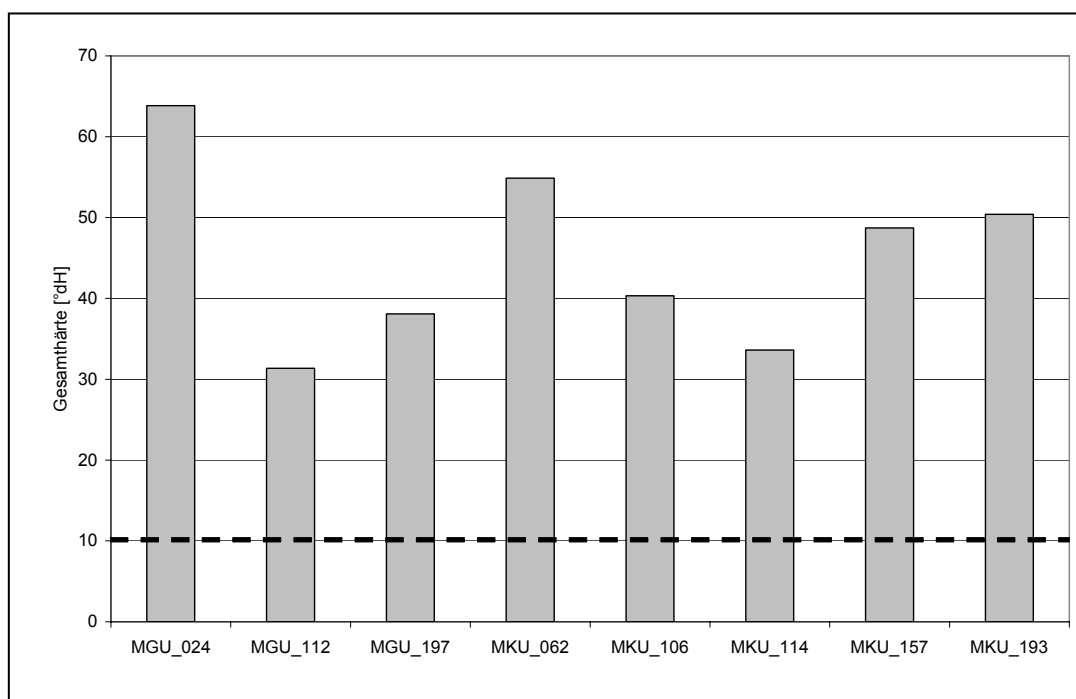


Abb. 4.3: Gesamthärte an den Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet im Sommer 2003, sowie die Obergrenze des Leitwertes für Gewässertyp 5 und 9 (10 °dH, gestrichelt).

Der mittlere **Chlorid**-Gehalt im Wasser wurde für die Probestellen beider Einzugsgebiete mit < 100 mg/l nachgewiesen. Damit liegen die Werte in der nach LAWA (1998) festgelegten Güteklasse II und darüber. Mit 138, 154 und

190 mg/l Chlorid sind drei Untersuchungsstellen der Beprobung im Sommer 2003 mit Güteklasse II-III zu bewerten. Die Probestelle RUG\_348 an der Oese ist bezüglich des Parameters Chlorid mit 210 mg/l der Güteklasse III zuzuordnen.

Maximale Konzentrationen des **Orthophosphat-P**-Gehalts konnten im Einzugsgebiet der Mulde für die Beprobung im Sommer 2003 mit 258 µg/l nachgewiesen werden. Probestelle MKU\_157 ist damit der Güteklasse III nach LAWA (1998) zuzuordnen. Probestelle MGU\_197 wies mit 140 µg/l (Güteklasse II-III) ebenfalls erhöhte Orthophosphat-P-Konzentrationen auf. Für die Beprobung im Januar 2004 liegt der Orthophosphat-P-Gehalt an den Probestellen im Einzugsgebiet der Mulde zwischen 16 und 326 µg/l. Damit können sieben Probestellen nach LAWA (1998) der Güteklasse II zugeordnet werden. Lediglich der Gewässerabschnitt am Petzbach (MKU\_157) muss mit 326 µg/l der Güteklasse III zugewiesen werden.

Die im Sommer 2003 und März 2004 gemessenen Orthophosphat-P-Konzentrationen an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet weisen deutlich geringere Gehalte auf als im Gebiet der Mulde. Für die Elbsche (RUB\_098) wurde mit 300 µg/l im Sommer 2003 die höchste im Ruhreinzugsgebiet gemessene Konzentration nachgewiesen; dies entspricht der Güteklasse III. Für die Beprobung im Frühjahr 2004 ist allen Gewässerabschnitten bezüglich des Parameters Orthophosphat-P die Güteklasse I-II zuzuweisen. Das Wasser an der Probestelle RUB\_098 wies eine Konzentration von 62 µg/l auf und wird damit nach LAWA (1998) in die Klasse II eingestuft.

Die bezüglich des Parameters Orthophosphat-P auffälligen Gewässerabschnitte im Einzugsgebiet der Mulde wiesen zudem erhöhte **Gesamt-Phosphat-P**-Konzentrationen auf. Für Probestelle MKU\_157 am Petzbach sind Phosphat-P-Konzentrationen von 248 µg/l (September 2003) bzw. 342 µg/l (Januar 2004) gemessen worden. Damit fällt diese Probestelle zusammen mit MKU\_197 (156 µg/l) in Güteklasse II-III.

Im Einzugsgebiet der Ruhr wurden bei der Beprobung im Sommer 2003 an drei Gewässerabschnitten leicht erhöhte Gesamt-Phosphat-P-Konzentrationen nachgewiesen. Mit 199 bzw. 290 µg/l müssen sie der Güteklasse II-III (LAWA 1998) zugeordnet werden. Alle anderen Probestellen wiesen geringere Konzentrationen auf (Abb. 4.4).



Im März 2004 wurde an Probestelle RUB\_098 eine Gesamt-Phosphat-P-Konzentration von 82 µg/l gemessen; damit ist diesem Gewässerabschnitt als Einzigem im Ruhreinzugsgebiet in diesem Parameter eine schlechtere Güteklasse als I-II zuzuweisen.

In der Wasseranalytik der Proben aus Mulde- und Ruhreinzugsgebiet wurden nur in zwölf von 142 Proben (Ortho-/bzw. Gesamt-) Phosphat-P-Konzentrationen gemessen, die nach LAWA (1998) schlechter als Güteklasse II zu bewerten sind. Kein Gewässerabschnitt wies Konzentrationen dieser beiden Parameter auf, die eine schlechtere Einstufung als Güteklasse III bedeuten.

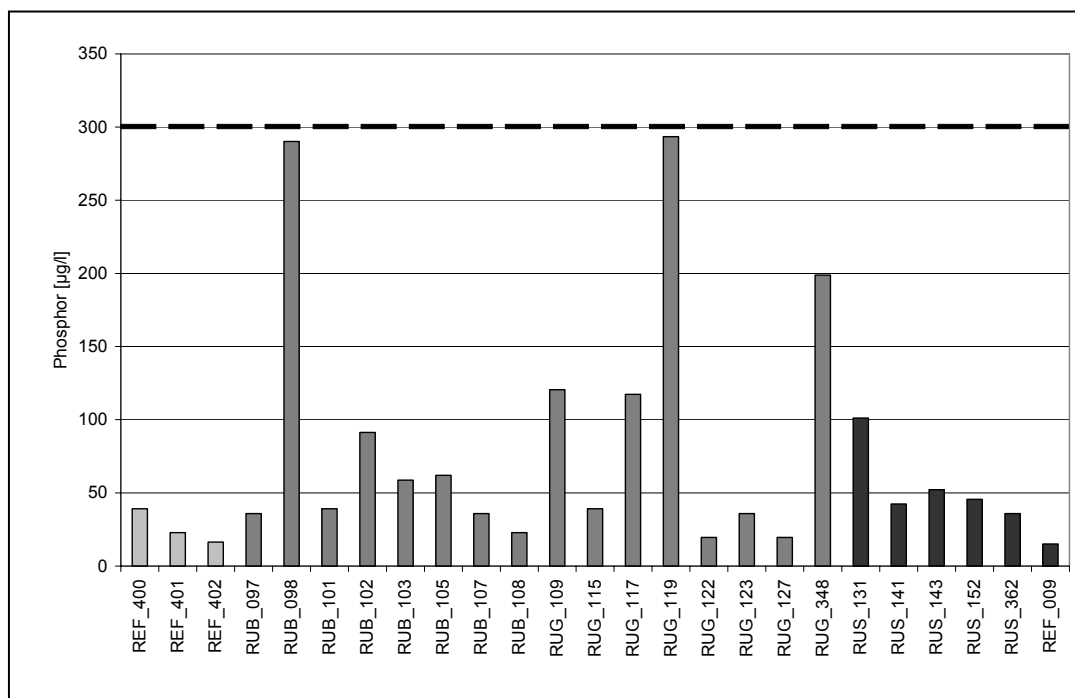


Abb. 4.4: Gesamtphosphat-P-Gehalt an den Probestellen des Ruhreinzugsgebiets im Sommer 2003; gestrichelt dargestellt ist der AGA-Grenzwert (AGA 1991). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref\_009 = Referenzgewässer des Typs 9.

Während alle bisher besprochenen Parameter der physiko-chemischen Messungen und der Wasseranalytik die Probestellen als nicht oder nur gering belastet charakterisieren, wurden in deutlich mehr als der Hälfte der Proben für den Parameter **Nitrat-N**-Konzentration Messwerte festgestellt, die die Einstufung der Gewässerabschnitte schlechter als Güteklasse II bedingen. Mit 18,8 mg/l Nitrat-N im Sommer 2003 (Abb. 4.5) und 11,7 mg/l im März 2004 ist die Probestelle an der Oese (RUG\_348) deutlich belastet. Die Un-

tersuchungsstelle RUB\_101 an der Volme fällt in beiden Beprobungen durch erhöhte Nitrat-N-Gehalte auf (jeweils 2,94 mg/l; Güteklasse II-III).

Die Nitrat-Belastung ist im Muldeeeinzugsgebiet mit ausschließlich Güteklasse II-III und III etwas höher als im Ruhreinzugsgebiet.

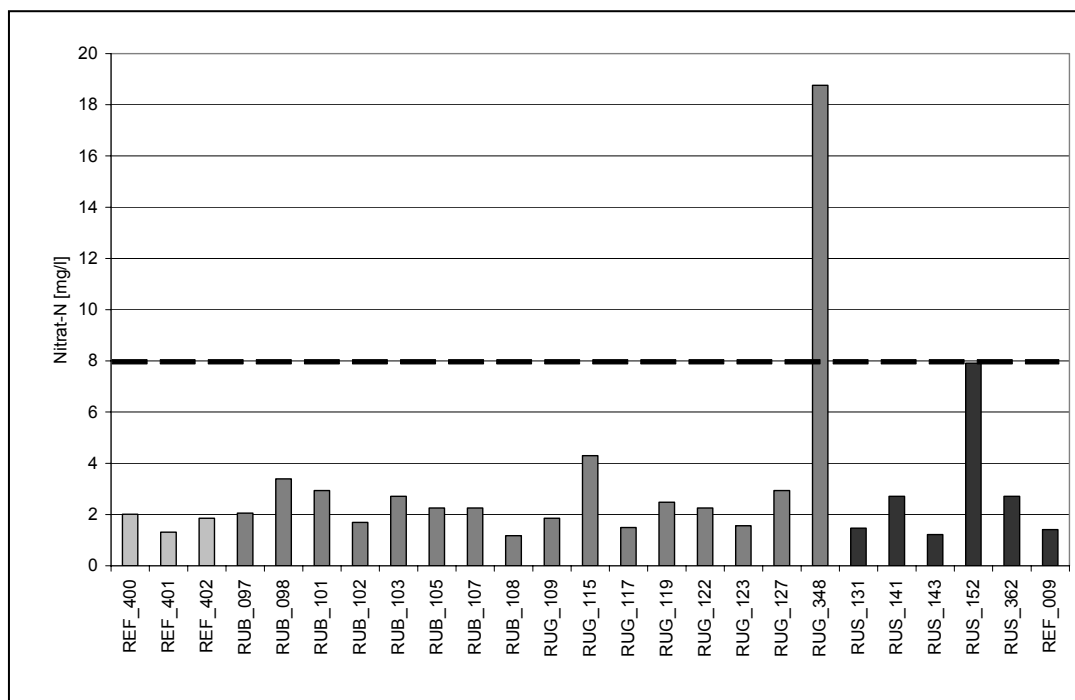


Abb. 4.5: Nitrat-N-Gehalte an den Probestellen des Ruhreinzugsgebiets im Sommer 2003, sowie der AGA-Grenzwert (8 mg/l; gestrichelt). Hellgrau: Referenzgewässer für Typ 5. Mittelgrau: Urbane Gewässer des Typs 5. Schwarz: Gewässer des Typs 9; Ref\_009 = Referenzgewässer des Typs 9.

Die im Januar 2004 gemessene **Nitrit-N**-Konzentration ist an der Untersuchungsstelle MKU\_062 (Münzbach) im Muldeeeinzugsgebiet mit 0,12 mg/l leicht erhöht und muss als einzige mit Güteklasse II-III bewertet werden. In allen anderen Proben wurden Konzentrationen gemessen, die für diesen Parameter die Einstufung in Güteklasse II und besser zulassen. Etwa 70 % aller gemessenen Konzentrationen entsprechen der Güteklasse I.

In 90 % der Messungen lag die **Ammonium-N**-Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze, so dass die Probestellen entsprechend nach LAWA (1998) für den Parameter Ammonium-N-Konzentration in die Güteklasse I eingestuft werden. In keiner Probe wurden Konzentrationen gemessen, denen nach LAWA (1998) eine schlechtere Güteklasse als II zuzuordnen ist.

Im Rahmen der Gewässerbewertung nach EU-WRRL wird neben der Gewässergüteklasse die Bewertung des Moduls ‚Saprobie‘ durch das AQEM-

Bewertungsprogramm herangezogen. Dabei wird die Saprobie mittels der an der Probestelle gesammelten Makroinvertebraten bewertet. Die Bewertung der urbanen Probestellen in Ruhr- und Muldeinzugsgebiet mit der AQEM-Software ergab einen guten ökologischen Zustand hinsichtlich des Moduls ‚Saprobie‘ für > 95 % der Probestellen in allen drei Makrozoobenthos-Beprobungsserien. Im Ruhreinzugsgebiet erhielt eine Probestelle im Herbst 2002 die Bewertungsklasse ‚mäßig/moderate‘ (Abb. 4.6).

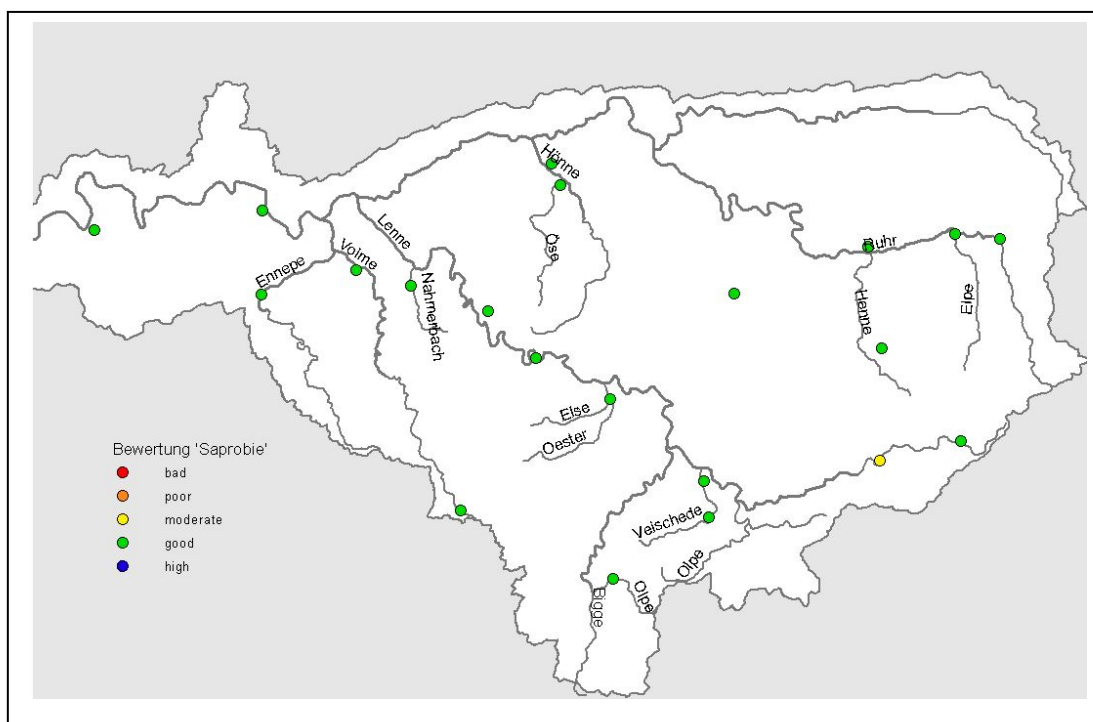


Abb. 4.6: Ergebnis der Bewertung des Moduls ‚Saprobie‘ mit dem AQEM-Programm für die Makrozoobenthos-Aufsammlung vom Herbst 2002 im Einzugsgebiet der Ruhr.

## 4.2 Einfluss der Wassertemperatur an den urbanen Probestellen

Sechs Temperaturlogger lieferten einstündige Messwerte vom 27. Februar bis zum 30. Juni 2004. Die Logger wurden so ausgebracht, dass für die ‚urbanen‘ Probestellen an den Gewässern Lenne und Veischede eine naturnahe Referenzstelle in vergleichbarer Gewässergröße zur Verfügung stand. Tabelle 4.1 listet die Mittelwerte der Wassertemperaturen für die Monate März und Juni auf. Die mittleren Wassertemperaturen im März liegen für die Untersuchungsstellen ‚Referenz‘ und ‚urban‘ an der Lenne bei 0,1 °C. Im Unterlauf der Lenne bei Werdohl kühlt das Wasser im Frühjahr lediglich auf 3 °C ab. Die Probestellen im Metarhithral der Veischede (‚Referenz‘ und ‚urba-

ne') unterscheiden sich im Frühjahr um 1 °C. Die mittleren Juni-Wassertemperaturen liegen an den Referenzstellen von Lenne und Veischede niedriger als an den ‚urbanen‘ Probestellen. Es kommt im Mittel zu einer Erwärmung der urbanen Gewässerabschnitte von etwa 2° C gegenüber den naturnahen Abschnitten.

Tab. 4.1: Mittelwerte der Wassertemperatur für die Monate März und Juni an den Probestellen an der Lenne und an der Veischede, sowie an der Henne unterhalb der Talsperre.

	Gewässer- breite	Höhe ü. NN [m]	März [°C]	Juni [°C]
<b>Lenne Referenz (RUG_109B)</b>	5-6 m	690	0,1	17,3
<b>Lenne ‚urban‘ (RUG_109)</b>	5-7 m	370	0,1	19,3
<b>Lenne bei Werdohl (RUS_362)</b>	20 m	185	3,5	18,9
<b>Henne uh. Talsperre (RUG_127)</b>	10 m	262	2,4	11,5
<b>Veischede Referenz (RUG_119B)</b>	2-5 m	503	1,1	17,8
<b>Veischede ‚urban‘ (RUG_119)</b>	5-6 m	388	0,2	19,3

Bemerkenswert sind die vergleichsweise niedrigen mittleren Wassertemperaturen im Sommermonat Juni gemessen an der Henne unterhalb der Talsperre. Ein Abgleich mit Grundablass-Daten des Ruhrverbands zeigte, dass mit dem Ablassen des Talsperren-Tiefenwassers im Mai 2003 die Wassertemperatur und die Sauerstoffkonzentration sehr erniedrigt sind (Abb. 4.7). Die Temperaturkurve der Langzeit-Messung mit dem Datenlogger ist in Abbildung 4.8 dargestellt.

Die Temperaturen an der Probestelle 127 unterhalb der Hennetalsperre liegen im Mittel 6,7 °C niedriger als an einer im Längskontinuum vergleichbar liegenden Probestelle (z. B. von der Veischede, Abb. 4.8). Im Mai liegt die Temperaturkurve der Henne teilweise über der Kurve der Veischede; dies kann durch niedrigen Wasserstand der Henne und Trockenfallen des Loggers verursacht sein.

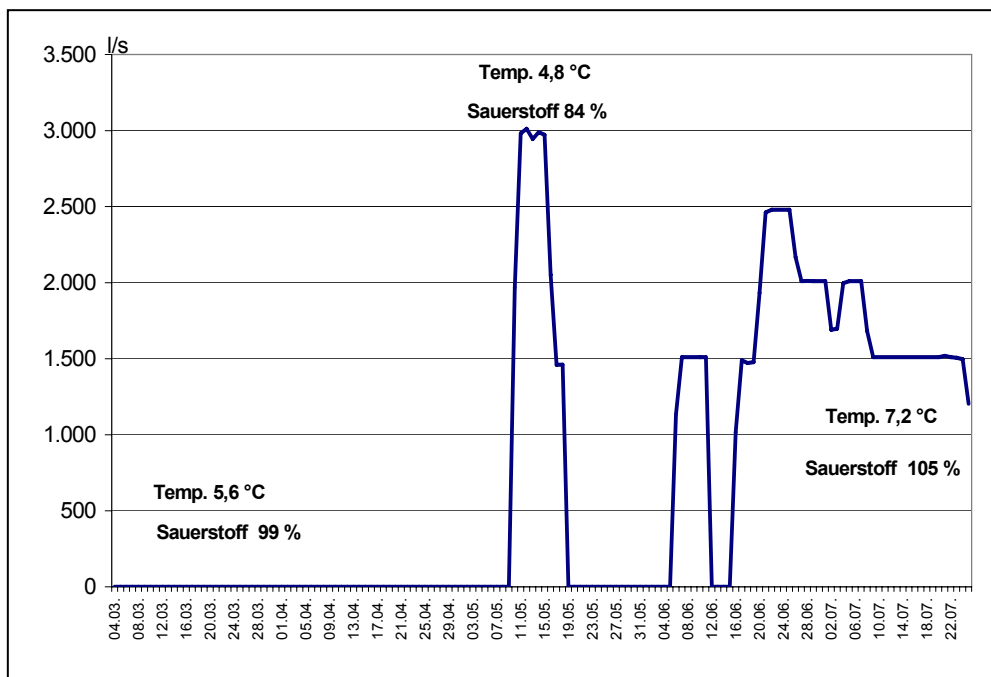


Abb. 4.7: Tiefenwasserabfluss in l/s für die Hennetalsperre vom 4.3.2003 bis zum 25.7.2003. Innerhalb des Zeitraumes wurde die Henne drei Mal beprobt und Elektrodenmessungen für Sauerstoff und Temperatur durchgeführt (4.3.03, 15.5.03 und 25.7.03). Daten für den Grundablass mit freundlicher Genehmigung des Ruhrverbands Essen.

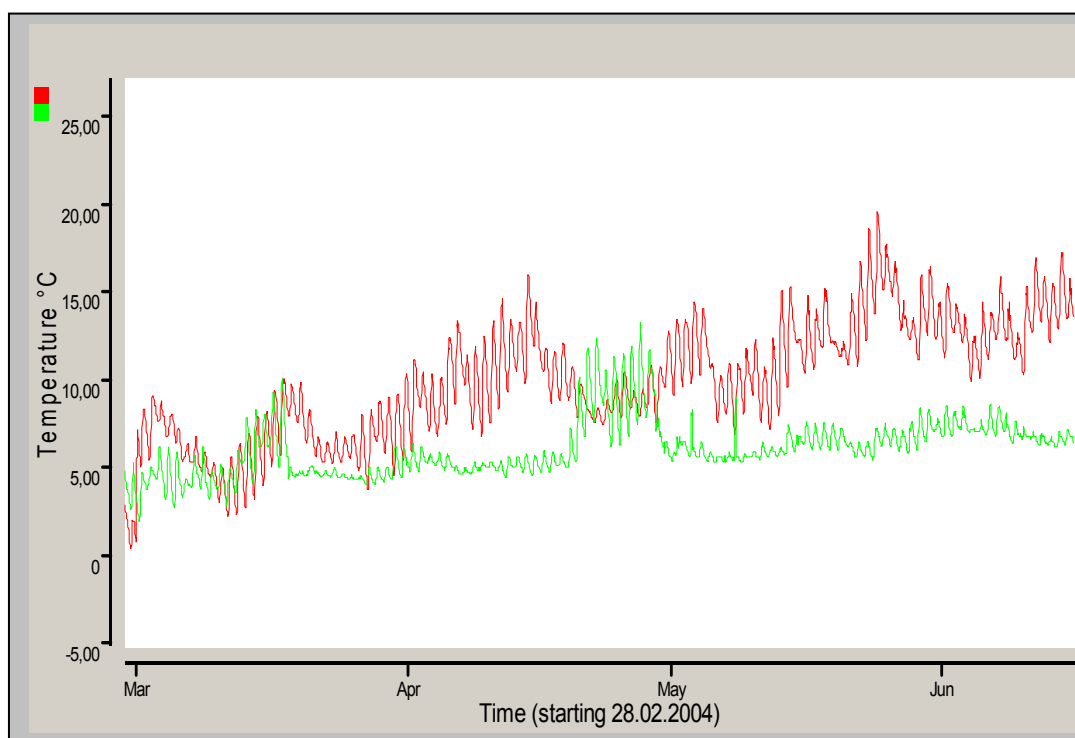


Abb. 4.8: Temperaturkurven für einen urbanen Gewässerabschnitt im Metarhithral der Veische (rot) und für Probestelle 127 unterhalb der Hennetalsperre (grün) von Ende Februar bis Ende Juni 2004.

### 4.3 Hydraulische Belastungen an den Probestellen

Niederschlagswassereinleitungen aus Misch- und Trennsystemen wirken sich, bei ausschließlicher Betrachtung ihrer hydraulischen Wirkung, für die aquatische Biozönose besonders kritisch aus, wenn der resultierende Abfluss im Gewässer die natürlichen Hochwässer in Ausmaß und Frequenz deutlich überschreitet (PODRAZA 1996). Für das Ruhreinzugsgebiet sind 1084 Einleitungen aus Misch- und Trennsystemen bereits erfasst und stationiert worden und über ihr Speichervolumen und das angeschlossene versiegelte Einzugsgebiet ( $A_{\text{red}}$ ) charakterisiert. Für eine immissionsorientierte Bewertung fehlen Angaben zum aufnehmenden Gewässer und dessen Abfluss bzw. Abflussspende und natürliche Einzugsgebietsgröße ( $A_E$ ). Gemäß ATV (1996) kann der so genannte kritische ‚b-Wert‘ als prozentualer Anteil der versiegelten Fläche am natürlichen Einzugsgebiet als Prüfgröße für hydraulische Belastungen verwendet werden. Ein Anteil von  $> 5\%$  wird hierbei, basierend auf faunistischen Untersuchungen, als kritisch angesehen. Das Ergebnis ist in einer Karte dargestellt, aus der für die beprobten Gewässerabschnitte die Zahl kritischer Bauwerke oberhalb abgelesen werden kann (Abb. 4.9).

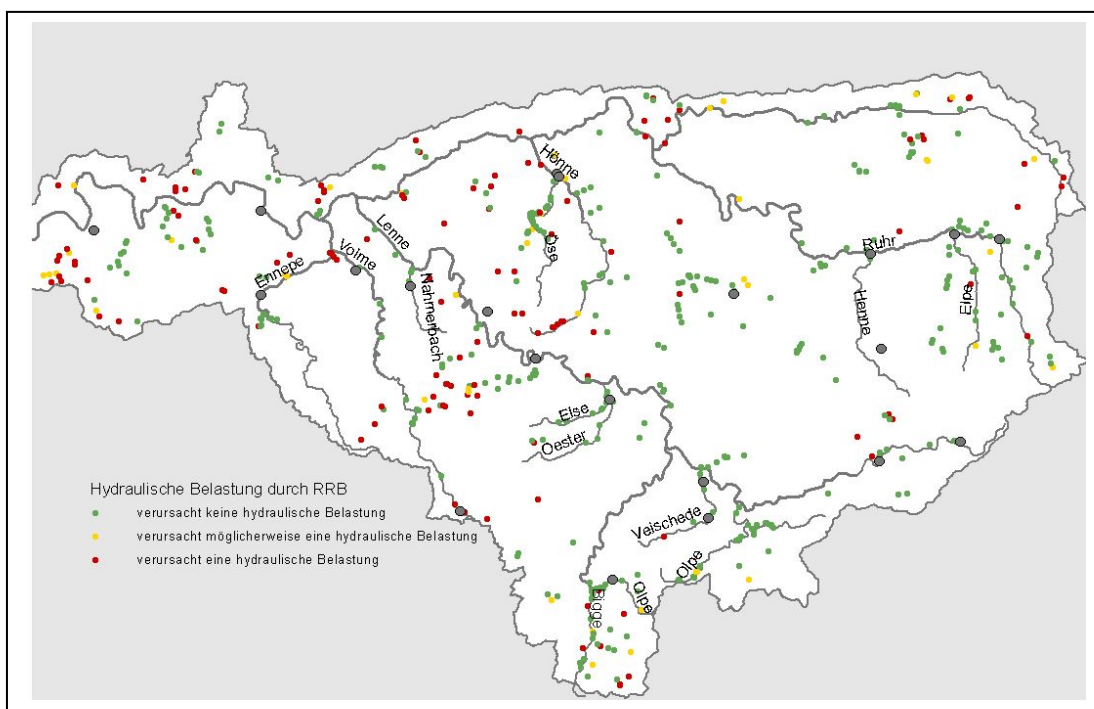


Abb. 4.9: Hydraulische Belastungen durch Einleitungen aus Regenrückhaltebecken im Ruhreinzugsgebiet (Punkte). Die Farben grün, gelb und rot symbolisieren die Belastungseinschätzung ermittelt über den ‚b-Wert‘ (ATV 1996). Als graue Punkte dargestellt sind die urbanen Probestellen.

Für drei der 21 beprobten urbanen Gewässerabschnitte wurden Belastungen durch Einleitungen im Oberlauf festgestellt, die jedoch > 500 m vom Beprobungsabschnitt entfernt sind: Für die Probestellen an der Volme (RUB\_101), der Elbsche (RUB\_098) und der Hönne (RUS\_152). Für das Einzugsgebiet der Mulde konnte eine solche Analyse auf Grund fehlender Daten nicht durchgeführt werden.

#### **4.4 Schwermetallbelastung der untersuchten Gewässer**

Im Rahmen der Laboruntersuchungen in der Universität Duisburg-Essen konnten keine Analysen zu Schwermetallen durchgeführt werden. Um die Belastungssituation für die beprobten Gewässer einschätzen zu können, wurden Daten vom Landesumweltamt NRW ausgewertet. Für die Parameter Zink, Blei, Kupfer und Nickel sind in den Jahren 1995 bis 2001 leichte Überschreitungen der Grenzwerte nach AGA (1991) für einzelne Gewässerabschnitte der Ruhr, Lenne, Volme, Oese und Olpe gemessen worden. Betroffen sind davon die Probestelle RUG\_123 an der Olpe und die vier Untersuchungsstellen an der Lenne. Abbildung 4.10 zeigt die Konzentration an Zink gemessen im Wasser von zwei Gewässergüte-Messstellen an der Olpe und vergleichend von mehreren Messstellen an der Lenne.

Die Probestellen an der Olpe zeichnen sich durch Zinkgehalte aus, die den Grenzwert nach AGA (1991) deutlich überschreiten. Die Untersuchungsstellen an der Lenne halten den Grenzwert nach AGA (1991) ein. Letztmalig wurden an der Lenne unterhalb der Firma Sachtleben erhöhte Zink-Werte im Jahr 1997 gemessen; seit 1999 ist eine Abwasserbehandlungsanlage für Produktionswässer der Erzbaufbereitung wieder in Betrieb (LANDESUMWELTAMT NRW 2002A).

Mit 0,028 mg/l war an der Messstelle des Landesumweltamtes NRW an der Oese oberhalb der Kläranlage Hemer der Bleigehalt etwas erhöht gegenüber dem AGA-Grenzwert (0,02 mg/l).

An den Gewässern Ruhr und Volme liegen die Untersuchungsstellen des Landesumweltamtes unterhalb der in der vorliegenden Arbeit beprobten Gewässerabschnitte.

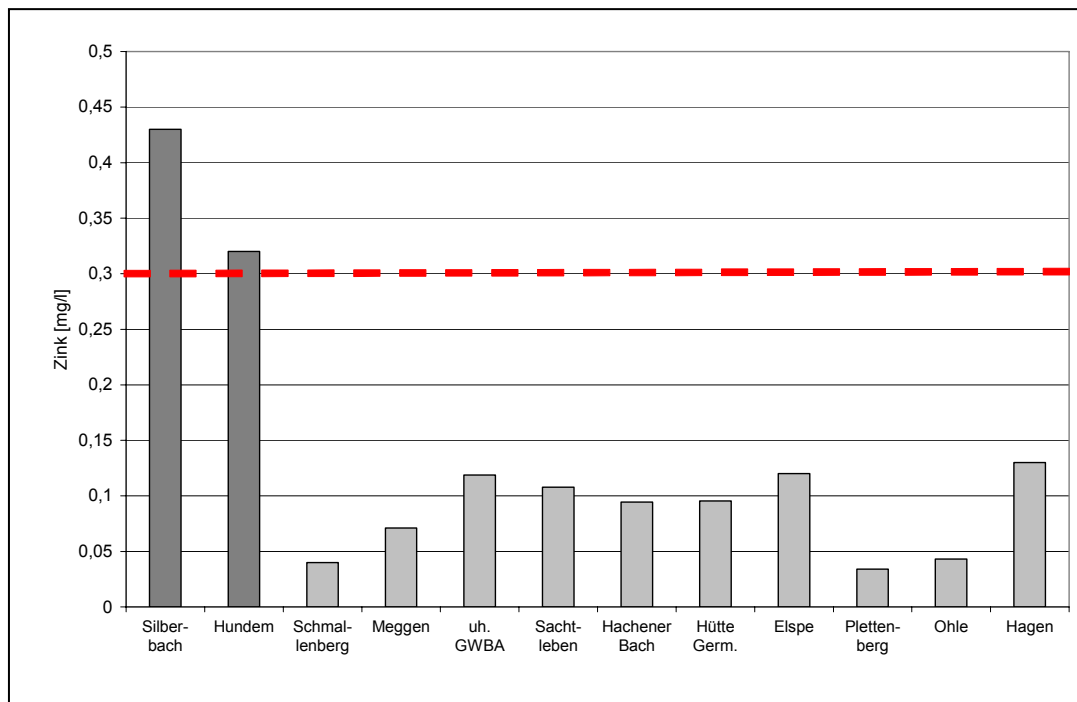


Abb. 4.10 Zinkgehalte im Jahr 2000 an der Olpe (dunkle Säulen) und der Lenne im Fließkontinuum gemessen im Wasser (Datengrundlage: Landesumweltamt NRW). Rote Linie: Grenzwert nach AGA 0,3 mg/l (1991).

Für die Gewässerabschnitte im Muldeinzugsgebiet liegen keine Daten zur Schwermetallbelastung vor. Für den Münzbach (MKU\_062) konnte eine Belastung mit Zink durch langjährige Erzwäschen im Oberlauf im Jahr 1989 nachgewiesen werden, die jedoch nicht näher beziffert wurde (GREIF et al. 1999).

#### 4.5 Vergleich zwischen urbanen und naturnahen Gewässern

Die Auswertung der physiko-chemischen Parameter der zehn naturnahen Referenzstellen sollte Aufschluss über deren Belastungssituation geben.

Hinsichtlich des Parameters Sauerstoffgehalt konnte für alle durchgeführten Messungen die Güteklasse I vergeben werden. Mit Chloridkonzentrationen von 25 bis 49 mg/l musste vier Referenzstellen die Güteklasse I-II zugeteilt werden. Bezüglich der Parameter Ortho- und Gesamtphosphat waren alle Referenzstellen unbelastet (Güteklasse I). Abweichungen von diesen Ergebnissen ergaben sich für die Stickstoff-Parameter: Der Nitrat-N-Gehalt an den Referenzstellen war erhöht mit Werten zwischen 1,58 und 4,97 mg/l. Damit konnte lediglich für eine Untersuchungsstelle die Güteklasse I-II vergeben werden. Sieben Probestellen erhielten die Bewertung II-III. Hinsichtlich des Ammonium-N-Gehaltes wurde ein Mal die Güteklasse II vergeben. Alle an-



deren Probestellen wurden mit Güteklasse I für die Parameter Nitrit-N und Ammonium-N bewertet. Zur Überprüfung signifikanter Unterschiede zwischen den als ‚Urbanisation‘ ausgewiesenen Probestellen und den Referenzstellen wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet. Die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Chloridgehalt, die Phosphatwerte und die Nitritkonzentrationen sind an den urbanen Gewässerabschnitten signifikant erhöht (Tab. 4.2). Der Mittelwert der Orthophosphat-P-Konzentrationen der Referenzgewässer lag bei 23 µg/l; der urbanen Gewässer bei 48 µg/l; maximal wurden 336 µg/l gemessen (Abb. 4.11).

Tab. 4.2: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Referenzgewässer) und Gruppe 2 (Urbanisation). Der Unterschied ist mit  $p < 0,05$  signifikant, ein negatives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen niedrigeren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney-U	Wilcoxon-W	Z	p-level
Leitfähigkeit	199	2937	-3,337	0,001
pH-Wert	257	2878	-2,601	0,009
Chloridgehalt	231	2904	-2,928	0,003
Orthophosphat-P	218	2917	-3,098	0,002
Gesamtphosphat-P	193	2862	-3,370	0,001
Nitrit-N	195	2940	-3,500	<0,001

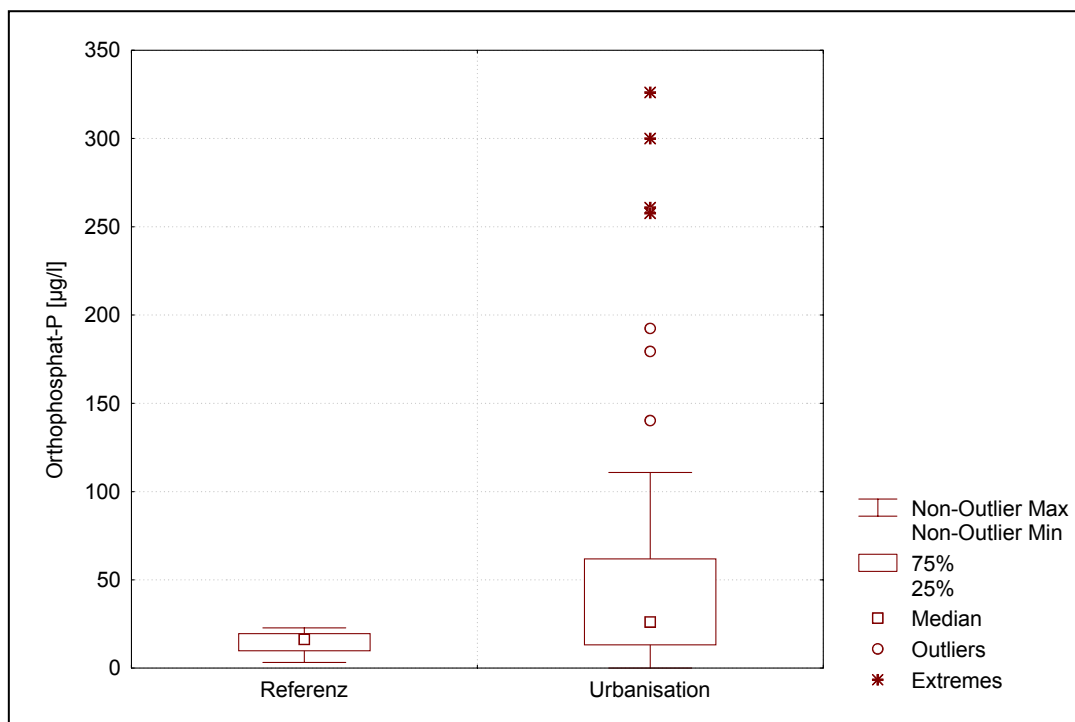


Abb. 4.11: Box-Whisker-Darstellungen für die Orthophosphat-P-Gehalte an den Referenzstellen und den urbanen Gewässerabschnitten.

#### 4.6 Diskussion

Die Auswertung der physiko-chemischen Parameter verdeutlicht eine leichte Grundbelastung insbesondere der Parameter Phosphor und Stickstoff für alle ‚urbanen‘ Gewässerabschnitte. Unterstützt wird dies durch den Vergleich mit den Referenzstellen, die hinsichtlich einiger Parameter signifikant niedrigere Konzentrationen aufweisen. Ebenso kann für die naturnahen Gewässerabschnitte eine leichte Grundbelastung durch Stickstoff (Nitrat-N) belegt werden.

In der Literatur gibt es zahlreiche Ansätze zur Charakterisierung der Makroinvertebraten-Zönose von urban geprägten Gewässern (ELLIOT 1996, DOYLE et al. 2000, ROY et al. 2003), jedoch fällt in urbanen Räumen die Trennung zwischen Schädigungen der Taxozönose durch morphologische Degradation und chemischen oder hydraulischen Einflüssen durch Abwasser-einleitungen schwer (WICHERT 1995, BOOTH & JACKSON 1997, MILNER & OSWOOD 2000). Für alle in der vorliegenden Untersuchung ausgewählten urbanen Probestellen wurden Kläranlagen und Regenüberlaufbecken in einem Abstand von mind. 500 m oberhalb der Messstelle ausgeschlossen. Dennoch scheint die Untersuchungsstelle an der Volme eine Beeinflussung durch eine Einleitung zu erfahren, die sowohl eine hydraulische als auch organische Belastung verursacht (Abb. 4.9).

ROY et al. (2003) untersuchten den Einfluss von urbaner Landnutzung auf die Makroinvertebraten-Gemeinschaft und die Wasserqualität von Bächen. Sie stellten fest, dass mit steigendem prozentualen Anteil an urbaner Landnutzung im Einzugsgebiet eines Gewässers der Gehalt an Stickstoff und Phosphor zunimmt.

Da Fließgewässer immer im Kontinuum betrachtet und bewertet werden müssen, darf nicht außer Acht gelassen werden, dass sich Belastungen aus diffusen oder direkten Einträgen summieren und zu einer Beeinträchtigung von weiter unterhalb gelegenen Gewässerabschnitten führen können: WALSH et al. (2001) stellten fest, dass weniger stark morphologisch degradierte Bereiche unterhalb von Ballungsräumen eine Beeinträchtigung ihrer Wasserqualität durch Einleitungen diffuser und direkter Art im Stadtzentrum erfahren und dass die Effekte der Wasserqualität und Gewässermorphologie auf das Makrozoobenthos dann nur noch schlecht aufftrennbar sind.

**Phosphor.** Phosphor ist natürlicherweise im Gegensatz zu Stickstoff oft nur in geringen Konzentrationen in Fließgewässern vorhanden (SCHÖNBORN 1992). Unbelastete Gewässer, wie Berg- und Waldbäche, haben eine Gesamtposphat-P-Konzentration bis zu 0,005 mg/l, wenig verschmutzte Wiesenbäche eine Konzentration zwischen 0,005 und 0,02 mg/l und verschmutzte Dorfbäche weisen eine Belastung von 0,02 bis 1 mg/l auf (SCHÖNBORN 1992). Die in der vorliegenden Untersuchung beprobten Referenzgewässer zeigten im Mittel Gesamtposphat-P-Gehalte von 0,02 mg/l und die urbanen Probestellen liegen im Mittel bei 0,08 mg/l. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Siedlungsnutzung nicht deutlich zu einer Erhöhung der P-Konzentrationen in den Gewässern beiträgt: Die Emissionen von urbanen Flächen durch Einleitungen sind am Gesamteintrag von Phosphor in die Gewässer nur zu einem geringen Anteil beteiligt (11%), stammen doch 66 % des Phosphat-P aus diffusen Quellen, wie z. B. der Landwirtschaft (PODRAZA et al. 2001). Über negative Wirkungen auf das Makrozoobenthos durch leicht erhöhte Phosphatwerte ist nichts bekannt, jedoch reagieren Makrophyten und Diatomeen indikativ auf diesen Parameter: SCHÖNFELDER et al. (2002) untersuchten die Diatomeen-Gemeinschaft von Seen und Fließgewässern in Mitteleuropa hinsichtlich diverser chemischer Gewässerparameter. Sie stellten für Phosphor fest, dass dieser Parameter den höchsten Erklärungsanteil an der Varianz innerhalb der Diatomeen-Gemeinschaft hat.

**Stickstoff.** Eine hohe Nitratfracht der Flüsse und Bäche kann sich langfristig eutrophierend auf den küstennahen, marinen Lebensraum auswirken. Ein unmittelbarer Einfluss auf die Biozönosen der Fließgewässer wird meistens als vernachlässigbar angesehen. Jedoch zeigten Untersuchungen von NEUMANN et al. (1994), dass infolge von Nitratbelastungen bei Sauerstoffmangel kritische Nitritkonzentrationen für Arten des Makrozoobenthos auftreten. Über die physiologischen Wirkungen des Nitrits wiederum ist bekannt, dass bei der Ionenregulation die aktive Chloridaufnahme gestört werden kann. Weiterhin werden im anaeroben Milieu des Verdauungstraktes Nitrosamine gebildet und Hämoglobin wird zum Methämoglobin oxydiert (NEUMANN et al. 1994).

Anthropogene Beeinträchtigungen wurden auch im Summenparameter ‚Elektrische Leitfähigkeit‘ nachgewiesen. Insbesondere die Fließgewässer im

Muldeinzugsgebiet zeigen kontinuierlich leicht erhöhte Leitfähigkeiten. Für das Gebiet rund um Freiberg und in der Quellregion der Mulde ist bekannt, dass sich dort über viele Jahrzehnte Erzwäschen befanden („Erzgebirge“). Für einige Gewässer wurden erhöhte Leitfähigkeiten und Schwermetallbelastungen nachgewiesen, ebenso in den vorliegenden Untersuchungen eine erhöhte Wassertemperatur, z. B. für den Münzbach. Für diese Gewässer ist belegt, dass auch heute noch Sümpfungs-Einleitungen durch den Bergbau stattfinden (GREIF, mündliche Mitteilung).

Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung war eine Abtrennung der morphologischen Degradation ‚Urbanisation‘ von anderen Einflüssen auf die Taxozönose. Insbesondere organische Belastungen der Makrozoobenthos-Zönose sollten ausgeschlossen werden. Dies erfolgte durch die Bewertung des Moduls ‚Saprobie‘ mit dem AQEM-Programm, die eine direkte Schädigung der Zönose durch organische Belastungen anzeigen kann. Für keine der Probestellen konnte eine organische Belastung nachgewiesen werden. Jedoch sind Gewässerabschnitte an der Oese, Volme und Elbsche bezüglich einzelner Parameter der chemischen Analysen mit Güteklasse II-III und schlechter bewertet worden. Der Oberlauf der Oese (RUG\_348B) ist unbelastet und wird mit Güteklasse I bewertet. Das Einzugsgebiet der Oese wird durch Trinkwasserentnahmen beansprucht (LANDESUMWELTAMT 2002A). In niederschlagsarmen Monaten und zu Zeiten industrieller Minderproduktion (fehlende Einleitungen) kann es zum partiellen Trockenfallen kommen, so dass der Unterlauf der Oese allein aus dem Ablauf der Kläranlage Hemer besteht (LANDESUMWELTAMT 2002A). Für die Volme wurde im Gewässergüterbericht 2001 (LANDESUMWELTAMT 2002A) eine tiefgreifende Verbesserung der Gewässergüte durch den Bau einiger Kläranlagen festgestellt. Die Gewässer Elbsche und Selbecke erhielten in den Jahren 1990 -2000 auf Grund des geringen Artenspektrums der Makroinvertebraten Klasse II-III (LANDESUMWELTAMT 2002A).

## 5 Makrozoobenthos-Besiedlung urbaner Gewässerabschnitte

Eine Beprobung der insgesamt 32 Probestellen im Einzugsgebiet der Ruhr und der Mulde fand dreimalig im Zeitraum von 2002 bis 2004 statt. Auf Grund klimatischer Extremsituationen, die besonders die Beprobung im Muldeeeinzugsgebiet beeinflusst haben, kam es zu deutlichen Verschiebungen der Probenahmeterminen im Einzugsgebiet der Mulde.

Eine Überprüfung der Ähnlichkeiten der Taxozönosen der Einzugsgebiete fand mittels der Renkonenzahl (Ähnlichkeitsindex) statt. Das Ergebnis kann als Clusterdiagramm dargestellt werden (Abb. 5.1). Es zeigte sich eine deutliche Abtrennung der Datensätze aus dem Muldeeeinzugsgebiet für alle drei Beprobungszeiträume. Somit erfolgt eine getrennte Analyse der Taxozönosen der urbanen Gewässer der beiden Einzugsgebiete.

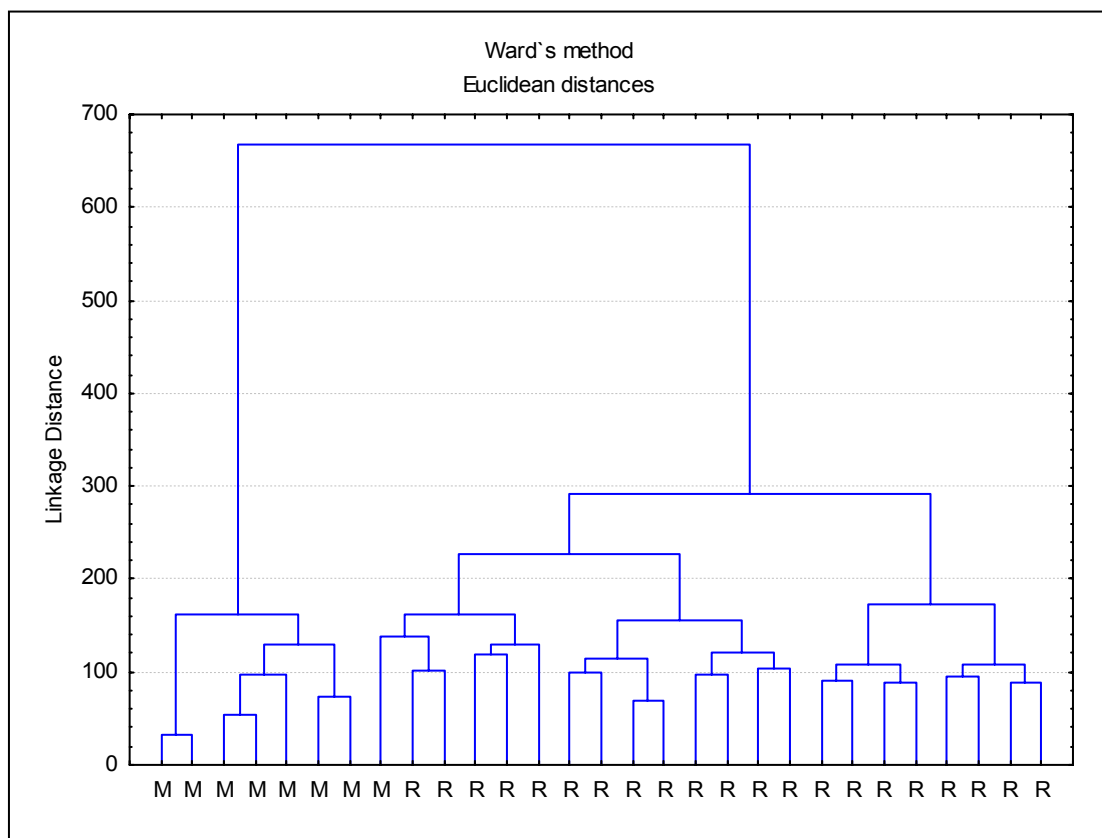


Abb. 5.1: Clusterdiagramm für die Renkonenzahlen aller Probestellen für die Beprobung im Herbst/Winter 2002/2003. Geclustert wurde nach Ward mit Euclidischen Distanzen. M = Mulde R = Ruhr.



Die Beprobung im Muldeeeinzugsgebiet fand daher im September statt. In diesem Zeitraum belief sich die Individuendichte im Mittel auf 1718 Tiere/m<sup>2</sup> (32 Taxa).



Abb. 5.3: Trockenes Bachbett im Juli 2003 bei Grimmitschau. Foto: P.Lange.

Die dritte Makrozoobenthos-Besammlung im Muldeeeinzugsgebiet wurde – um eine bessere Vergleichbarkeit zu den Daten des ersten Probenahmezyklus zu erhalten – wiederum im Januar 2004 durchgeführt (05.-08.01.2004). Auf Grund der Witterungsbedingungen war ein weiteres Mal keine ungestörte Probenahme möglich: Die Außentemperaturen während der Probenahme bemaßen sich auf im Mittel - 4,0° C und die mittleren Wassertemperaturen im Muldeeeinzugsgebiet lagen bei + 0,5 ° C. Einige Gewässerabschnitte waren zugefroren, bzw. es befand sich Grundeis auf der Gewässersohle (Abb. 5.4). Grundeis stört zum einen die Probenahme mit dem ‚AQEM Shovel Sampler‘ und zum anderen ist anzunehmen, dass viele Invertebraten von der Gewässersohle in tiefere Zonen des Lückenraumsystems abgewandert sind. Dennoch konnten in diesem Zeitraum pro Probestelle im Mittel 3156 Tiere/m<sup>2</sup> gefunden und 28 Taxa bestimmt werden.



Abb. 5.4: Zugefrorener Bach im Muldeeeinzugsgebiet bei Freiberg.

#### 5.1.1 Die Taxozönose der Probestellen

Die Auswirkungen von Trockenheit oder Grundeis verdeutlichen sich in einem eingeschränkten Artenspektrum für das Muldeeeinzugsgebiet: Die Determination einiger Taxa erfolgte lediglich bis auf Familien- oder Gattungsniveau, da die Tiere zu klein oder zu stark beschädigt waren. Die prozentualen Anteile der Ordnungen (Abb. 5.5) geben einen ersten Überblick über die Taxozönose. Im Beprobungszeitraum Winter 2003 ist der Anteil der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) mit im Mittel 63 % pro Probestelle sehr hoch. Grund hierfür ist der Anteil der Ephemeroptera, der einen prozentualen Anteil von 58 % einnimmt. Die rund 290 Ephemeroptera/m<sup>2</sup> pro Probestelle verteilen sich auf neun Taxa; *Baetis rhodani* weist dabei einen Anteil von 74 % auf. Dipteren sind mit im Mittel 33 % an der Taxozönose vertreten. Unter den Dipteren ist in der ersten Beprobung der Anteil der Simuliidae (*Simulium spec.*) mit 37,5 % sehr hoch. In der zweiten Beprobung beträgt der Anteil der EPT-Zönose noch im Mittel 32 % pro Probestelle. Der Anteil der Dipteren dagegen liegt bei 54 %. Die Simuliidae nehmen davon lediglich 3 % ein; die Orthocladiinae sind die stärkste Gruppe mit 50,5 %. Insgesamt stellen die Chironomidae 86,3 % der Dipteren in der Sommer-Beprobung 2003. Für die letzte Beprobung erreicht der prozentuale Anteil der Diptera im



Mittel 88 % und der Anteil der EPT-Zönose lediglich 9 %. Unter den Dipteren sind die Chironomidae mit 98 % Anteil im Mittel die stärkste Gruppe.

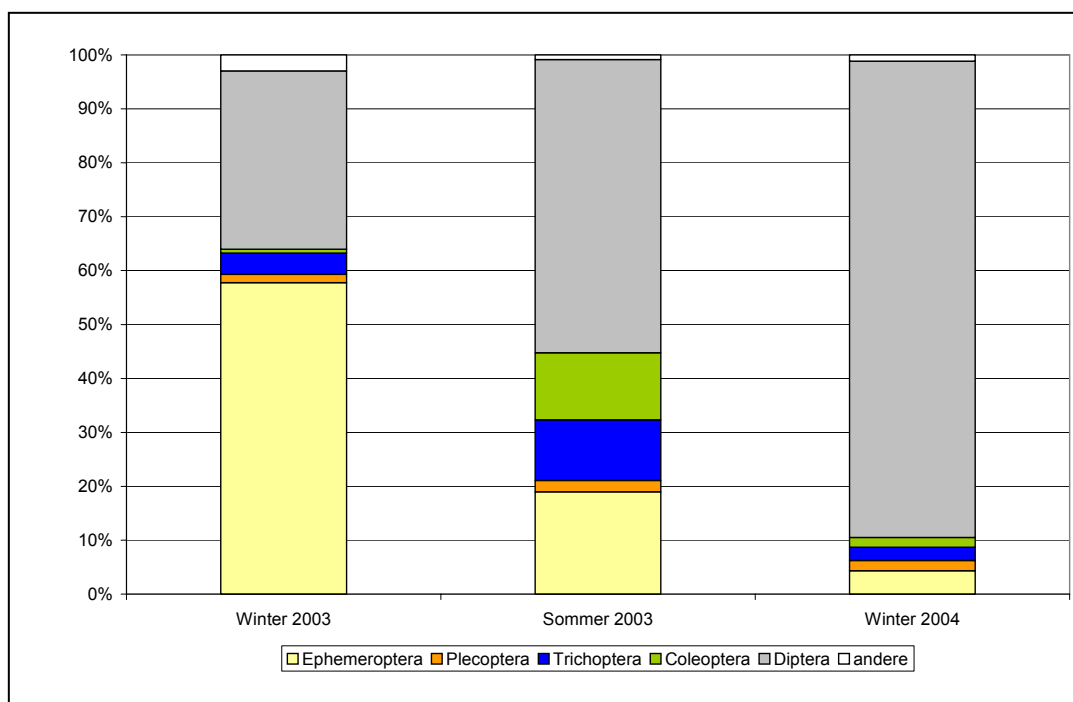


Abb. 5.5: Mittlere prozentuale Anteile der Ordnungen in den drei Beprobungszeiträumen. Der Fokus liegt auf den Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera und Diptera.

Die Beprobung im Muldeinzugsgebiet nach dem Hochwasser im August 2002 fällt bei einer genaueren Betrachtung der Artenlisten durch deutlich erhöhte Abundanz an Simuliidae auf. Die maximale Individuendichte an den Gewässerabschnitten des Muldeinzugsgebiets betrug 260 Simuliidae/m<sup>2</sup>, die an den Probestellen im Ruhreinzugsgebiet 69 Simuliidae/m<sup>2</sup>.

Abbildung 5.6 zeigt die Mittelwerte und die Standardabweichung für die Simuliidae, die mit der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ in den drei Beprobungszeiträumen erfasst wurden. Die Individuenzahl beläuft sich für die Beprobung im Herbst 2002 im Ruhreinzugsgebiet im Mittel auf 3,7 Individuen/m<sup>2</sup>; im Einzugsgebiet der Mulde liegt die Dichte im Mittel bei 61 Tieren/m<sup>2</sup>. In den weiteren Beprobungen ist die mittlere Abundanz der Simuliidae im Muldeinzugsgebiet höher als im Ruhreinzugsgebiet, die Gruppe erreicht aber nicht mehr die Individuendichten vom Winter 2003.

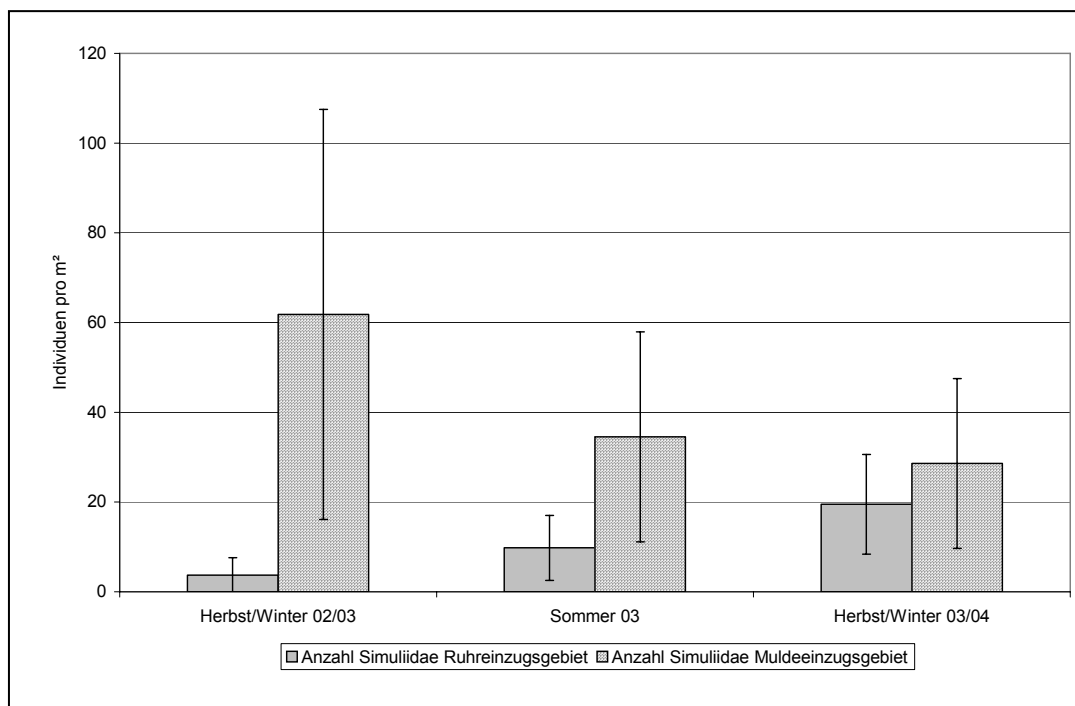


Abb. 5.6: Mittlere Abundanz und Standardabweichung der Simuliidae an den Probestellen in den Einzugsgebieten von Ruhr und Mulde während der Beprobungsreihen.

Die auffällig hohen Individuenzahlen der Kriebelmücken an den Probestellen im Muldeinzugsgebiet sind mit  $p = 0,002$  signifikant und führen dazu, dass sich die Probestellen in Ähnlichkeitsberechnungen (Renkonenzahl, Jaccardzahl) und bei Ordinationen (NMS mit Soerensen) als eine individuelle Gruppe abspalten (siehe auch Abb. 5.1).

Zusammenfassend listet Tabelle 5.1 die Taxa auf, die Stetigkeiten > 50 % in den Beprobungen erreichten.

Tab. 5.1: Liste der Taxa mit Stetigkeiten > 50 % für die Probestellen im Muldeinzugsgebiet.

	Winter 03	Sommer 03	Winter 04	Mittelwert
<b>Orthocladiinae non det.</b>	100	100	100	100,0
<b>Tanytarsini non det.</b>	87,5	100	87,5	91,7
<b>Hydropsyche spec.</b>	75	100	87,5	87,5
<b>Baetidae non det.</b>	87,5	87,5	75	83,3
<b>Tanypodinae non det.</b>	62,5	100	87,5	83,3
<b>Baetis spec.</b>	87,5	87,5	62,5	79,2
<b>Simulium spec.</b>	87,5	62,5	87,5	79,2
<b>Dicranota spec.</b>	75	87,5	75	79,2
<b>Rhyacophila s.str.</b>	75	75	62,5	70,8
<b>Baetis rhodani PICTET</b>	87,5	50	50	62,5
<b>Oligochaeta non det.</b>	75	37,5	62,5	58,3
<b>Chironomini non det.</b>	25	100	50	58,3
<b>Atherix ibis (FABRICIUS)</b>	50	75	37,5	54,2

An allen Probestellen mit größter Stetigkeit vertreten sind die Unterfamilien der Chironomidae. Von der Ordnung der Ephemeroptera tritt die anspruchslose Art *Baetis rhodani* mit Stetigkeiten zwischen 50 und 87,5 % auf. Die Gattung *Baetis* und die Familie Baetidae sind in allen Probestellen vertreten. Es ist davon auszugehen, dass auch die zur Determination zu kleinen oder zerstörten Tiere der Art *Baetis rhodani* zuzuordnen sind. Die Trichopteren werden durch die Gruppe *Rhyacophila sensu stricto* und die Gattung *Hydropsyche* repräsentiert. Es bleibt festzuhalten, dass die Dipteren die Hälfte der Taxa > 50 % Stetigkeit stellen.

### 5.1.2 Funktionale Gruppen der Taxozönose

Die Ernährungstypenzusammensetzung, Verteilung auf die Längszonierung, Habitatpräferenz und Strömungspräferenz der Makroinvertebraten dient insbesondere bei Abweichungen von einer definierten Sollzusammensetzung (siehe VANNOTE et al. 1980) zur Identifikation von Störungen in einem Gewässer (DARSCHNIK & SCHUHMACHER 1987, MOOG, 1995, SCHMEDTJE & COLLING 1996). Zusammengefasst bezeichnet man diese Auswertung der Makroinvertebraten-Zönose als Analyse der ‚funktionalen Gruppen‘.

Der prozentuale Anteil der Taxa, über die es keine Informationen zu Strömungspräferenz oder Aufenthaltsort in einem Habitat oder im Längskontinuum des Gewässers gibt, ist an den Mulde-Probestellen hoch.

Bemerkenswert hoch ist der Anteil dieser Taxa bezüglich der Einordnung ins Längskontinuum: Der mittlere prozentuale Anteil beträgt für die Beprobung im Winter 2003 50 %, im Sommer 2003 beläuft er sich auf 69 % und für die Winter-Beprobung mit Grundeis im Januar 2004 beträgt er 76 %. Die Ernährungstypenverteilung präsentiert sich wesentlich heterogener: Lediglich für die Winter-Beprobung 2004 ist der Anteil der Taxa ‚ohne Zuordnung‘ mit 24 % hoch. Der mittlere prozentuale Anteil der Detritusfresser liegt zwischen 34 und 37 % in den drei Beprobungszeiträumen. Als auffällig niedrig ist der Anteil der Zerkleinerer mit Werten zwischen 7 und 9 % für alle Beprobungszeiträume einzuschätzen (Abb. 5.7).

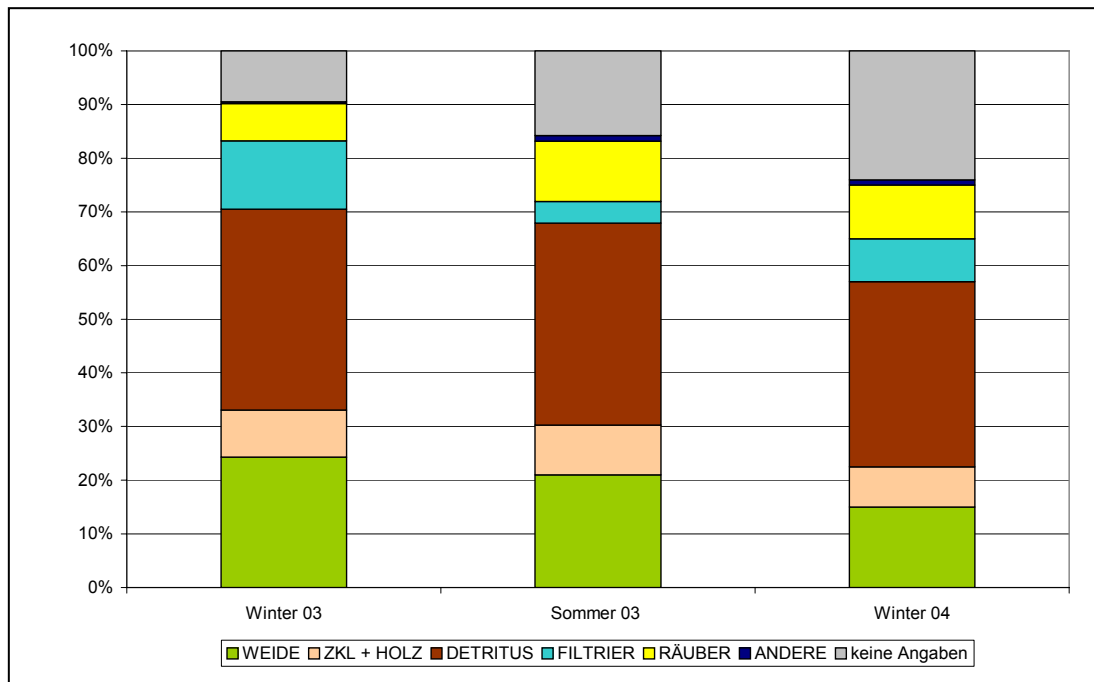


Abb. 5.7: Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen der Taxozönose der in den drei Zeiträumen beprobten Gewässer im Muldeeeinzugsgebiet (WEIDE = Weidegänger, ZKL + HOLZ = Zerkleinerer und Holzfresser, DETRITUS = Detritusfresser, FILTRIER = akt. und pass. Filtrierer).

### 5.1.3 Ähnlichkeitsindices der Taxozönose

Über die Dominanzidentität, berechnet als **Renkonenzahl**, lässt sich überprüfen, ob Taxa in beiden Proben gemeinsam vorkommen und in welchen relativen Häufigkeiten sie auftreten. Die Renkonenzahl ist dadurch geeignet, Verschiebungen in der Dominanzstruktur zu erfassen. Die Ähnlichkeitswerte lassen sich in einem Clusterdiagramm darstellen.

Für die Renkonenzahlen der Taxozönosen vom Zeitraum Winter 2003 ergeben sich vier Hauptgruppen (Abb. 5.8). Die Probestelle MKU\_062 grenzt sich von den übrigen Probestellen stark ab. Sie zeichnet sich vor Ort durch einen Staubereich aus, der durch eine hohe Grundschwelle bachabwärts gebildet wird. Der prozentuale Anteil strömungsindifferenten Taxa und solcher, über die es keine Angaben gibt, beträgt an dieser Probestelle insgesamt 88 %. An den Probestellen MKU\_114 und MGU\_112 sind die Gewässer zwischen sechs und acht Metern breit und liegen 460 m bzw. 50 m ü. NN. Sie bilden eine gemeinsame Gruppe. Eine Gruppe aus drei Probestellen wird von MKU\_193, MKU\_157 und MKU\_106 formiert. Die Gewässer liegen – im Bereich der Probenahmestelle – zwischen 280 und 390 m ü. NN und sind etwa 5 Meter breit. Die Probestellen MGU\_024 an der Freiburger Mulde und MGU\_197 an der Zschopau bilden den vierten Cluster. Die beprobten Ge-

wässerabschnitte sind dem Potamal zuzuordnen; die Gewässer sind 15 - 20 m breit. Für die weiteren Beprobungen ergeben sich äquivalente Gruppierungen.

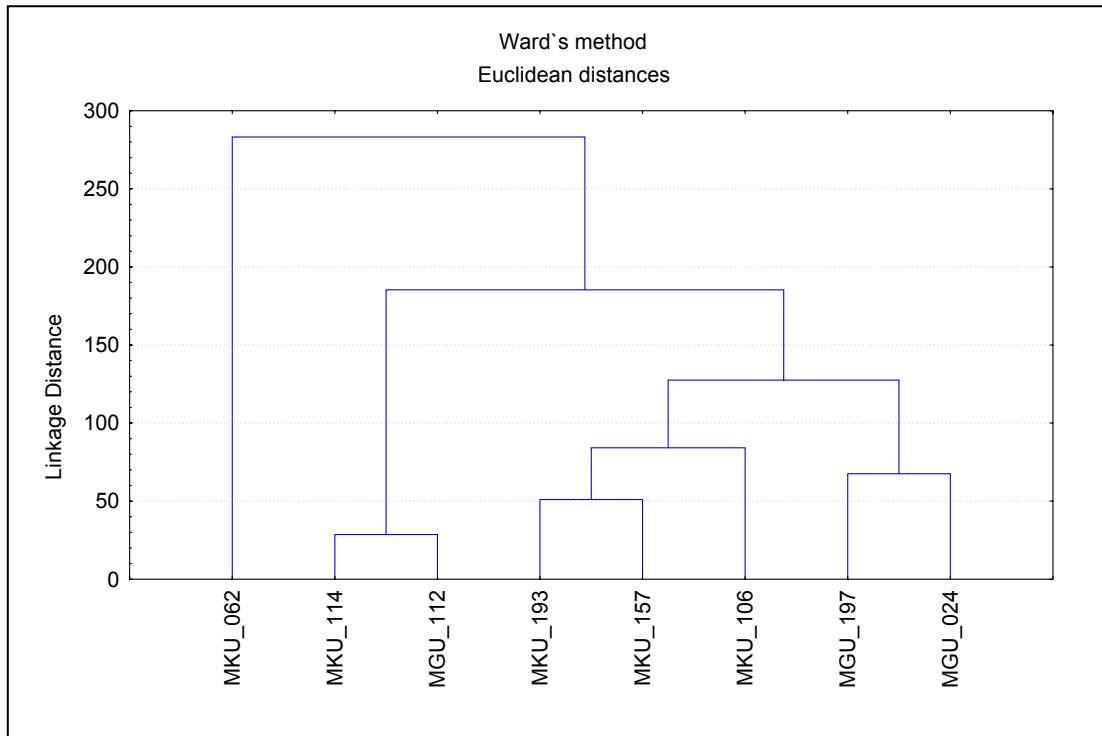


Abb. 5.8: Clusterdiagramm für die Renkonennummern der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet für die Beprobung im Winter 2003. Geclustert wurde nach Ward mit euklidischen Distanzen.

#### 5.1.4 Urbanisierung im Muldeeeinzugsgebiet

Eine Berechnung der prozentualen Anteile der Nutzungen im Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen erfolgte im Büro für Umweltanalytik mittels ATKIS-Daten. Berücksichtigt wurde ein Abschnitt von der Probestelle 1000 m gewässeraufwärts in Breite der Talaue. In Tabelle 5. 2 sind die prozentualen Anteile der Nutzungen an den Probestellen aufgeführt. Der Anteil an Siedlungen beträgt für alle Probestellen > 50 %.

Unter der Annahme, dass die Taxozönose den Charakter des Einzugsgebiets reflektiert, ist ein Abgleich mit den nach AQEM ermittelten Bewertungsklassen für das Makrozoobenthos der Probestellen sinnvoll. Auf Grund der geringen Anzahl an Probestellen wurde von Korrelationen abgesehen.

Tab. 5.2: Prozentuale Anteile der Nutzungen in einem ‚Buffer‘ von 1000 m oberhalb der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet.

	Urbanisation	Grünland	Wald	Sonstiges
MGU_024	50 %	35 %	13 %	2 %
MGU_112	87 %	12 %	1 %	-
MGU_197	60 %	26 %	7 %	7 %
MKU_062	76 %	1 %	-	23 %
MKU_106	47 %	37 %	16 %	-
MKU_114	58 %	42 %	-	-
MKU_157	56 %	41 %	3 %	-
MKU_193	89 %	7 %	2 %	2 %

Tab. 5.3 zeigt die Bewertungsklassen für die acht urbanen Probestellen des Muldeeeinzugsgebiets. MKU\_193 zeichnet sich durch den höchsten prozentualen Anteil an Siedlungsbebauung im Einzugsgebiet aus; die Bewertung des Moduls ‚Morphology‘ mit der AQEM-Software ermittelte für alle drei Beprobungen die schlechteste Klasse. Probestelle MGU\_024 mit lediglich 50 % Siedlungsanteil und 13 % Waldanteil im Einzugsgebiet, wurde mit ‚good‘ bzw. ‚moderate‘ bewertet. Urbane Gewässer des Typs 5 („MKU“) wurden generell schlechter bewertet als solche des Typs 9 („MGU“).

Tab. 5.3: Bewertungsklasse des Moduls ‚Morphology‘ für die Taxozönose der Probestellen im Muldeeeinzugsgebiet ermittelt mit der aktuellen AQEM-Software (MEIER et al. 2004).

	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Winter 2003	2	2	2	5	4	3	5	5
Sommer 2003	3	2	3	5	4	4	5	5
Winter 2004	3	3	3	5	3	3	4	5

### 5.1.5 Zusammenfassung von Kapitel 5.1

- Wetterbedingte Extremsituationen wie z. B. das Hochwasser im August 2002 werden durch eine erhöhte Anzahl an Simuliidae in den Faunaproben reflektiert.
- Die Taxozönose zeigt stärkere morphologische Degradationen an Gewässern des Typs 5 an als an urbanen Flüssen im Muldeeeinzugsgebiet.

## 5.2 Besiedlung urbaner Gewässer im Ruhreinzugsgebiet

Bei der Auswertung der faunistischen Daten, die nach der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ erhoben worden sind, wurden die Taxozönosen von 21 urbanen Gewässerabschnitten und drei Referenzstellen berücksichtigt.

Während der dreimaligen Probenahme summierte sich die Zahl der gesammelten Invertebraten auf 116.142 Individuen, die 219 Taxa zugeordnet werden konnten. Die für Herbst 2002 geplante Beprobung der Gewässer im Ruhreinzugsgebiet wurde termingerecht zwischen dem 14.10.2002 und dem 06.11.2002 durchgeführt. Im Mittel erreichten die Taxozönosen eine Abundanz von 332 Tieren/m<sup>2</sup> pro Probestelle verteilt auf 42 Taxa. Die für Sommer 2003 vorbereitete Beprobung fand vom 07.07.2003 bis zum 06.08.2003 statt. Der Mittelwert pro Probestelle liegt bei 1700 Tieren/m<sup>2</sup> und es konnten im Mittel 47 Taxa determiniert werden. Eine weitere Beprobung der urbanen Gewässerabschnitte fand im Herbst 2003 vom 16.10.2003 bis zum 31.10.2003 statt. In diesem Zeitraum betrug die mittlere Abundanz 1450 Individuen/m<sup>2</sup> bei einer mittleren Taxazahl von 53.

Für die Darstellung der mittleren prozentualen Anteile der Ordnungen (Abb. 5.9) wurde der Fokus auf die EPT-Zönose gelegt. In der Beprobung vom Herbst 2002 beträgt der Anteil der Taxozönose bestehend aus Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera zusammen 52 %, rund die Hälfte davon entfällt auf die Trichoptera (21 %). Unter den Trichoptera dominiert die Familie der Hydropsychidae, darunter die Art *Hydropsyche siltalai* mit 16 % Anteil an den Trichoptera. Nach den Hydropsychidae stellt die Familie der Lepidostomatidae mit der Art *Lepidostoma hirtum* die zweitgrößte Gruppe (11 %). In der Beprobung vom Sommer 2003 beträgt der Anteil der EPT-Zönose im Mittel 35 %. In dieser Jahreszeit bilden die Ephemeroptera die stärkste Gruppe mit 23,5 %, darunter die Gattung *Baetis* mit sieben Arten und 41,5 % Anteil an der Ordnung.

Im Beprobungszeitraum Herbst 2003 liegt der mittlere prozentuale Anteil der EPT-Zönose an der Invertebraten-Zönose bei 45 %. Der Anteil der Köcherfliegen erreicht im Mittel 15 % mit einem deutlichen Schwerpunkt auf *Hydropsyche siltalai* (27 % Anteil an den Trichoptera) und *Lepidostoma hirtum* (13 % Anteil an den Trichoptera).

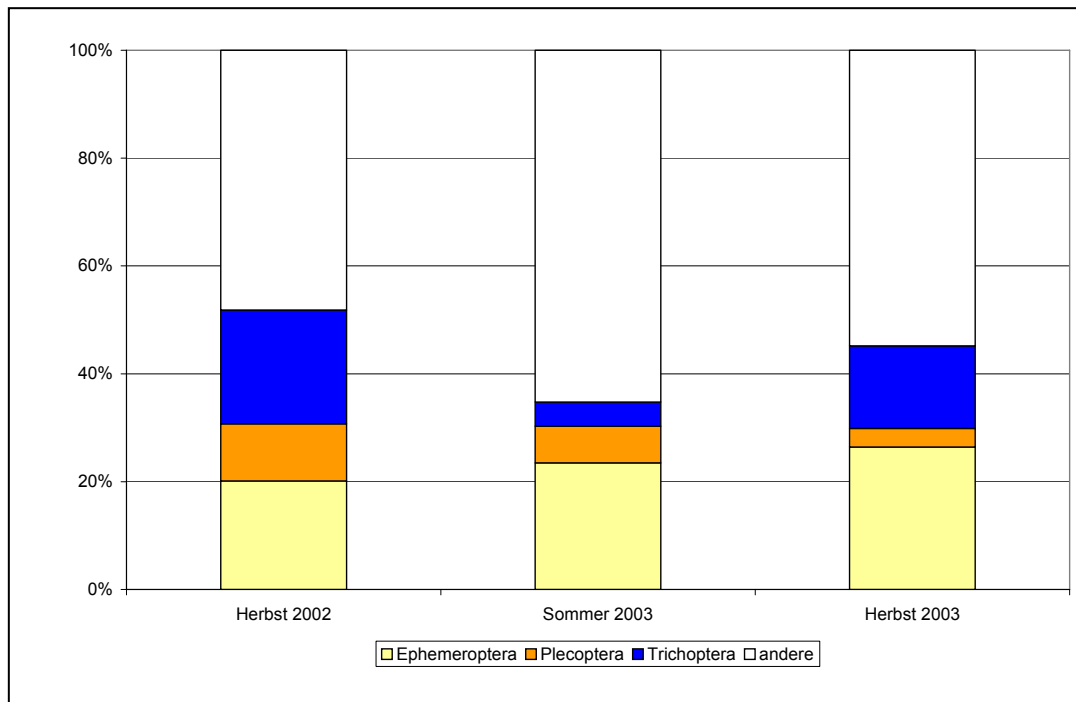


Abb. 5.9: Mittlere prozentuale Anteile der Ordnungen in den drei Beprobungszeiträumen im Ruhreinzugsgebiet. Der Fokus liegt auf den Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera.

### 5.2.1 Höhenlage und Fließgewässertypen

Bei der Ausbildung von unterschiedlichen Taxozönosen in Gewässern spielen geografische Parameter wie Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Gewässerbreite eine große Rolle (AQEM CONSORTIUM 2002, LORENZ 2004). Das folgende Kapitel beschäftigt sich mit der Frage, ob – unter der Annahme, dass ‚urbane‘ Gewässer von einer Ubiquisten-Zönose geprägt sind (PODRAZA et al. 2002) – die untersuchten Gewässerabschnitte eine Auftrennung nach Höhenlage und Gewässertyp zeigen. Mit dieser Fragestellung fand eine NMS-gestützte Analyse der Zusammensetzung der Taxozönosen hinsichtlich der Parameter Höhenlage und Fließgewässertyp statt (nach der ‚top-down‘-Typologie, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

#### *Höhenlage*

Das Untersuchungsgebiet liegt an der Grenze zwischen Ökoregion 9 (Zentrales Mittelgebirge) und Ökoregion 14 (Zentrales Flachland); die Grenze wurde bei 200 m über NN festgelegt (ILLIES 1978). Die im Ruhreinzugsgebiet beprobten Gewässerabschnitte liegen im silikatischen Grundgebirge und verteilen sich auf Höhenlagen zwischen 65 und 484 m über NN. In den Höhenlagen unter 200 m ü. NN liegen Probestellen an den Flüssen Lenne, En-



nepe und Ruhr, sowie in deren Auen fließende beprobte Gewässerabschnitte von Nebengewässern. Deutliche Gruppierungen ergeben sich für die in den Höhenlagen  $< 200$  m bzw.  $\geq 200$  m ü. NN beprobten Gewässerabschnitte (Abb. 5.10).

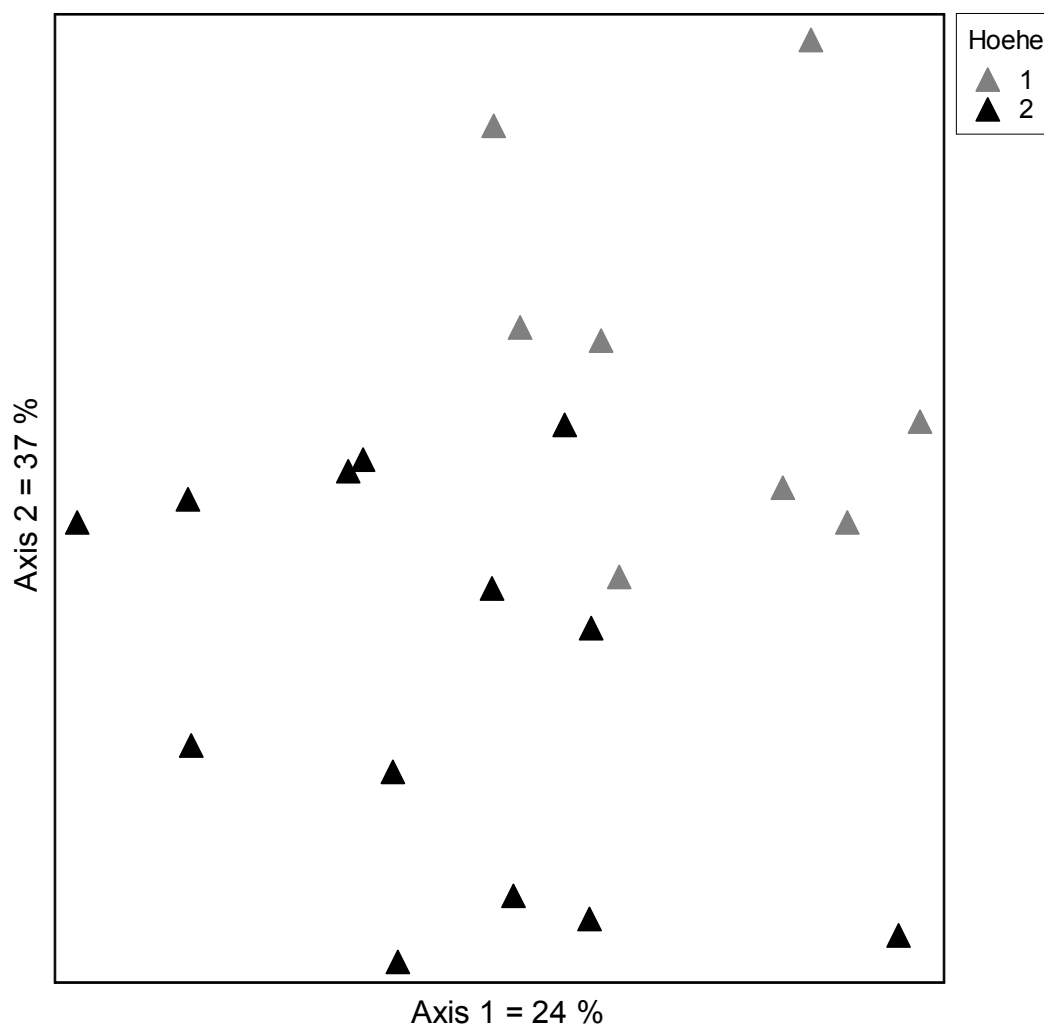


Abb. 5.10: NMS-Plot mit Pcord® für die im Herbst 2002 erstellten Artenlisten der 21 urbanen Gewässerabschnitte im Ruhreinzugsgebiet. Die Höhenlage liegt dem Plot als farbgebende Schicht auf, geht aber nicht in die Berechnung ein. Erklärungsanteil 1. und 2. Achse 61 %. 1= 0-199 m, 2=  $> 200$  m ü. NN.

Die Abbildung verdeutlicht eine Abtrennung der Taxozönosen von Gewässerabschnitten in einer Höhe von 0 – 199 m ü. NN von denen in höheren Lagen (200 – 600 m ü. NN). Die Gruppe ‚Höhe 1‘ formiert sich durch Taxozönosen an Probestellen der Lenne, Ennepe und Ruhr, sowie der Nebengewässer ‚Oese‘ bei Menden, dem ‚Nahmer Bach‘, der ‚Selbecke‘ bei Hagen und der ‚Elbsche‘ bei Witten. Gruppe ‚Höhe 2‘ wird durch Taxozönosen an

Gewässerabschnitten formiert, die im Märkischen Kreis und Hochsauerland beprobt wurden. Eine Überprüfung der Differenzierung in Gruppen nach Höhenlagen durch den Mann-Whitney-U-Test (Tab. 5.4) verdeutlicht, dass die Unterscheidung signifikant ist. Gruppe ‚Höhe 1‘ unterscheidet sich auf Grund der Präsenz von fünf Taxa, die den Trichoptera und Coleoptera zuzuordnen sind.

Tab. 5.4: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Höhe < 200 m ü NN) und Gruppe 2 (Höhe ≥ 200 m ü NN). Der Unterschied ist mit \*\*  $p < 0,05$  signifikant bzw. bedingt signifikant (\*)  $p < 0,1$ . Alle aufgeführten Taxa sind in Gruppe 1 in höheren Zahlen vertreten.

	Herbst 2002	Sommer 2003	Herbst 2003
<b>Alainites muticus (LINNAEUS)</b>	-	**	-
<b>Esolus angustatus (MÜLLER) Ad.</b>	**	**	**
<b>Hydroptila spec.</b>	**	-	-
<b>Anomalopterygella chauviniana (STEIN)</b>	**	-	**
<b>Chaetopteryx villosa/fusca</b>	**	-	**
<b>Silo piceus (BRAUER)</b>	**	(*)	**
<b>Mystacides azurea (LINNAEUS)</b>	**	(*)	**

### *Fließgewässertypen*

Die ‚top-down‘-Zuweisung der Fließgewässertypen erfolgte auf der Basis geomorphologischer Verhältnisse und von Expertenwissen (LANDESUMWELTAMT NRW 2002B, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Die in der vorliegenden Untersuchung beprobten Gewässer sind als Typ 5 und 9 ausgewiesen worden.

Die Taxozönosen der 16 Gewässer des Typs 5 und der fünf Gewässerabschnitte des Typs 9 wurden mittels NMS-Ordination hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit überprüft. Die Probestellen des Gewässertyps 9 liegen im Ordinationsdiagramm (Abb. 5.11) dicht beieinander, jedoch sind die Taxozönosen denen des Gewässertyps 5 ähnlich. Eine deutliche räumliche Trennung der Probestellen der beiden Gewässertypen ist nicht erkennbar.

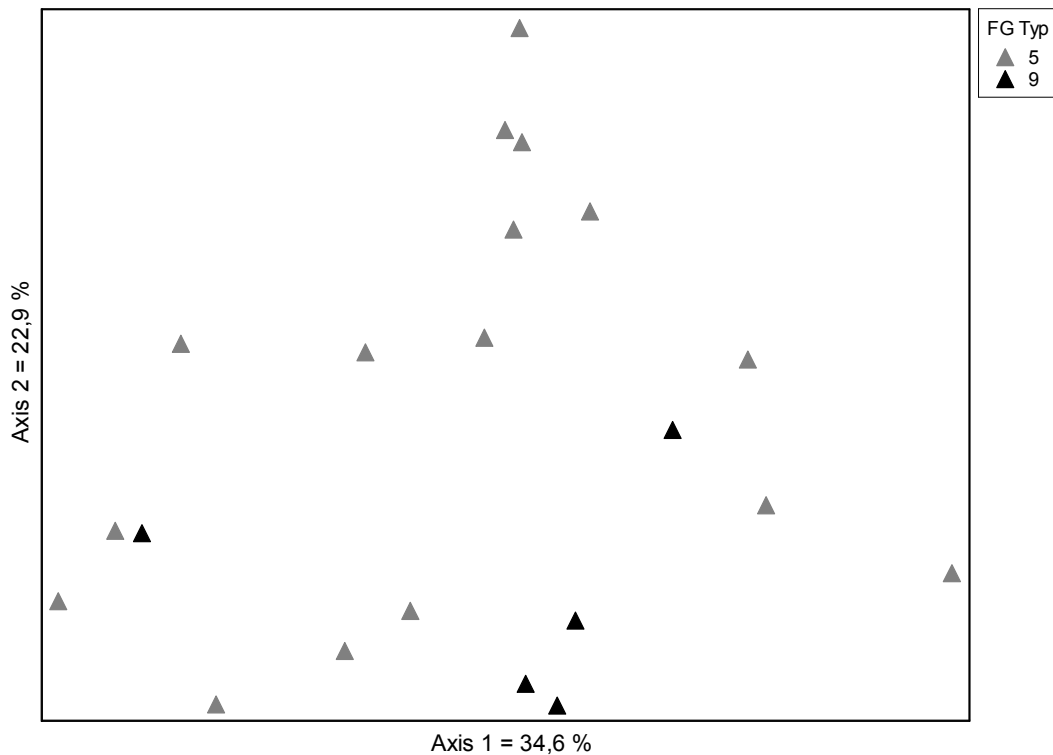


Abb. 5.11: NMS-Plot mit Pcord® für die im Herbst 2002 erstellten Artenlisten der 21 urbanen Gewässerabschnitte im Ruhreinzugsgebiet. Die Fließgewässertypen liegen dem Plot als farbgebende Schicht auf, gehen aber nicht in die Berechnung ein. Erklärungsanteil 1. und 2. Achse 57,4 %. Typ 5= Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche Typ 9= Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse.

Hinsichtlich der Unterscheidung der Fließgewässertypen fand ebenfalls eine Überprüfung der Signifikanz mittels des Mann-Whitney-U-Tests statt. Die Gewässer des Typs 9 unterscheiden sich signifikant bezüglich sieben Taxa, die den Plecoptera, Trichoptera und Coleoptera zuzuordnen sind (Tab 5.5). Damit können die seit 2004 für Deutschland gültigen Fließgewässertypen (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004, POTTGIESSER et al. 2004) für die Gewässertypen 5 und 9 des Silikatischen Grundgebirges validiert werden. Die Trichopteren *Silo piceus* und *Mystacides azurea* – signifikant für den Unterschied der Gewässer in den Höhenlagen  $< 200$  und  $\geq 200$  m ü. NN – bedingen insbesondere in den Herbst-Besammlungen den Unterschied der Gewässer des Typs 9 zu denen des Typs 5. Ebenfalls für die Herbst-Besammlungen tritt *Leuctra geniculata* in signifikant höheren Dichten in den Gewässerabschnitten des Typs 9 auf. Die Coleoptera *Orectochilus villosus* und *Oulimnius tuberculatus* sind in allen Jahreszeiten in höheren Individuendichten in den Gewässern des Typs 9 vertreten.

Der ‚German Fauna Index‘ (AQEM CONSORTIUM 2002, LORENZ 2004) ordnet gewässertypspezifisch den Taxa Indikatorwerte zu. Die Arten *Leuctra geniculata*, *Orectochilus villosus* und *Silo piceus* werden als Indikator für naturnahe Gewässerstrukturen für Typ 9 eingestuft.

Tab. 5.5: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Typ 5) und Gruppe 2 (Typ 9) für die Probestellen im Ruhreinzugsgebiet. Der Unterschied ist mit \*\*  $p < 0,05$  signifikant bzw. bedingt signifikant (\*) mit  $p < 0,1$ . Alle aufgeführten Arten kommen in höherer Abundanz in den Gewässern des Typs 9 vor.

	Herbst 2002	Sommer 2003	Herbst 2003
<i>Leuctra geniculata</i> (STEPHENS)	**	-	**
<i>Orectochilus villosus</i> (MÜLLER) Lv.	**	**	**
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	**	*	*
<i>Hydropsyche incognita</i> PITSCH	**	-	-
<i>Hydropsyche incognita</i>	**	-	**
<i>Silo piceus</i> (BRAUER)	**	-	**
<i>Mystacides azurea</i> (LINNAEUS)	**	(*)	**

Die Unterschiede in der Taxozönose der Typen 5 und 9 sollten sich in der prozentualen Zusammensetzung der ‚funktionalen Gruppen‘ niederschlagen, da Strömungsgeschwindigkeit, Habitatangebot und das Nahrungsangebot von der Quelle bis zur Mündung eine Änderung erfahren (VANNOTE et al. 1980, SCHMEDITJE & COLLING 1996).

Signifikante Unterschiede wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test ermittelt und ergeben sich bezüglich der längszönotischen Verteilung und der Strömungspräferenz (Tab. 5.6). Erwartungsgemäß beherbergen die Gewässer des Typs 5 höhere Individuendichten von krenalen Taxa, die Gewässer des Typs 9 hingegen werden von einer größeren Zahl Potamalbewohner besiedelt.

Die Strömungspräferenz der Taxa in den Gewässern des Typs 9 erfährt eine Verschiebung in Richtung limnophiler Taxa.

Ebenfalls zu einer signifikanten Unterscheidung zwischen den Gewässern des Typs 5 und 9 kommt es hinsichtlich der Habitatpräferenzen der Taxa: In den Gewässern des Typs 9 dominieren die Phytalbewohner; hingegen ist in den Gewässern des Typs 5 der prozentuale Anteil der Lithalbewohner erhöht.

Tab. 5.6: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Bäche) und Gruppe 2 (Flüsse) für die Probestellen im Ruhreinzugsgebiet. Der Unterschied ist mit  $p < 0,05$  signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney-U	Wilcoxon W	Z	p-level
<b>Herbst 2002</b>				
Krenal	15	30	2,064	0,039
Metapotamal	6	142	-2,807	0,005
Limnobionte Taxa	24	160	-2,592	0,010
Rheolimnophile Taxa	4	140	-2,973	0,003
Phytalbewohner	16	152	-1,982	0,048
<b>Sommer 2003</b>				
Metapotamal	4	140	-2,973	0,003
Hypopotamal	16	152	-1,988	0,047
Limno-rheophile Taxa	14	150	-2,236	0,025
Rheolimnophile Taxa	16	152	-1,982	0,048
<b>Herbst 2003</b>				
Krenal	15	30	2,106	0,035
Metapotamal	10	146	-2,477	0,013
Limno-rheophile Taxa	13	149	-2,232	0,026
Lithalbewohner	13	28	2,229	0,026

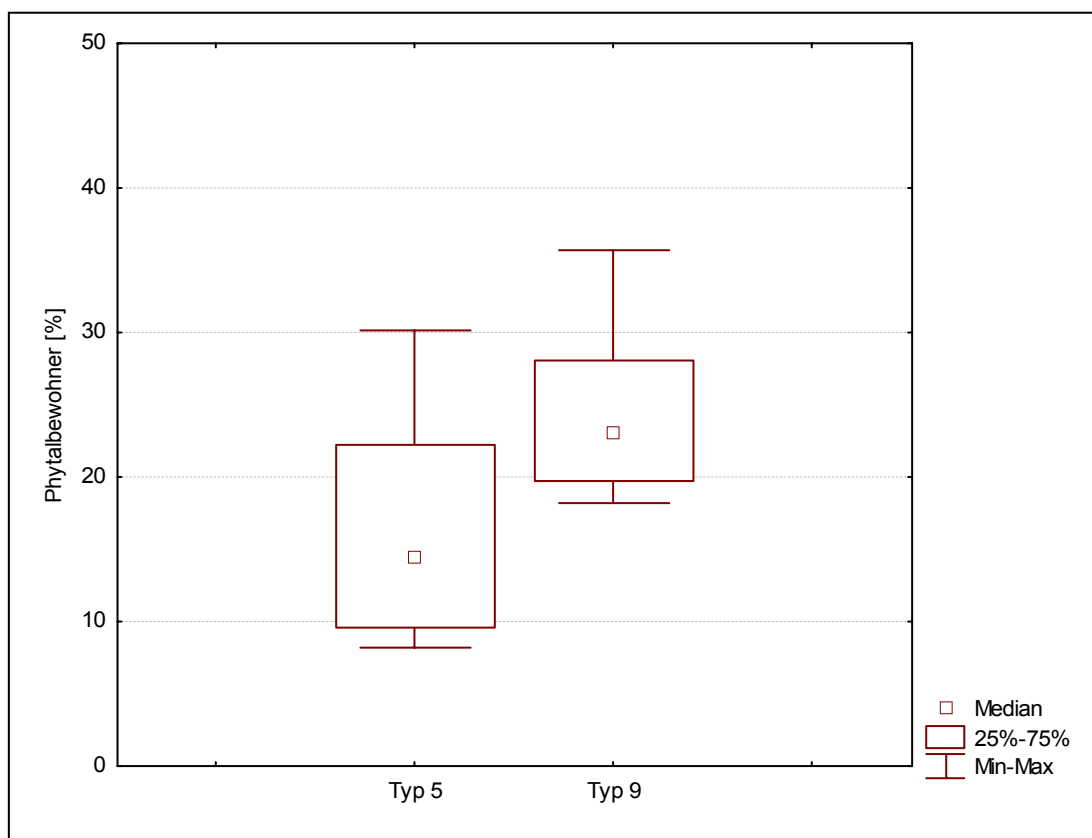


Abb. 5.12: Box-Whisker-Darstellungen für den prozentualen Anteil der Phytalbewohner in den Gewässertypen 5 und 9. Dargestellt sind der Median, sowie das 25 – 75 % Intervall und der Minimal- und Maximalwert.

### 5.2.2 Zusammensetzung der Taxozönose der Gewässertypen

Ausgehend von der Annahme, dass morphologische Veränderungen der Gewässerstruktur wie sie durch ‚Urbanisierung‘ hervorgerufen werden, zu einer Verarmung der Zönose führen (PODRAZA et al. 2002), fand eine Analyse der ‚Basiszönose‘ statt. Dazu wurden – getrennt nach den nachgewiesenen Gewässertypen – Stetigkeiten und Dominanzwerte der Taxa berechnet. Als ‚Basis- oder Restzönose‘ werden alle Taxa berücksichtigt, die nach dreimaliger Beprobung mit Stetigkeiten > 50 % vorkommen. Abbildung 5.13 listet die gefundenen Arten in den drei Beprobungszeiträumen für den Gewässertyp 5 aufsteigend nach den Stetigkeiten auf.

Von 23 Taxa mit einer Stetigkeit > 50 % wurden mit 100 % Stetigkeit lediglich die Ephemeroptere *Baetis rhodani* und die Chironomidae-Unterfamilie Orthoclaadiinae nachgewiesen. Orthoclaadiinae sind mit hohen Individuendichten (maximal 1920 Ind./m<sup>2</sup>) an allen Probestellen vertreten und sind mit 13 % dominant (Dominanzklassen nach MÜHLENBERG 1993). Für alle anderen Taxa liegen die Dominanzwerte unter 6 %. ‚Subdominant‘ sind der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum*, die Steinfliege *Leuctra spec.*, die Köcherfliege *Hydropsyche siltalai* und die Käfer-Gattungen *Limnius* und *Elmis*, sowie die Unterfamilien der Chironomidae (Tanytarsini und Chironomini). Die Gruppe *Elmis maugetii/aenea* erreicht zusammen mit den bis zur Gattung bestimmten Vertretern eine Dominanz von 4,5 % an der Taxozönose.

Als ‚rezedent‘ sind alle weiteren Taxa zu bezeichnen, bis auf *Ecdyonurus venosus* Gr., *Oulimnius tuberculatus* und *Eiseniella tetraedra*, die ‚subrezedent‘ sind. Die Ordnung der Chironomidae, repräsentiert durch die Orthoclaadiinae, Tanypodinae, Tanytarsini und Chironomini, erreicht einen Anteil von 23 % an der Invertebraten-Gemeinschaft.

Insgesamt acht Vertreter der EPT-Zönose besiedeln mit Stetigkeiten > 50 % die urbanen Gewässerabschnitte des Typs 5. Jeweils mit 52 % Stetigkeit kommen die Trichoptere *Lepidostoma hirtum* und die Ephemeroptere *Habro-leptoides confusa* vor.

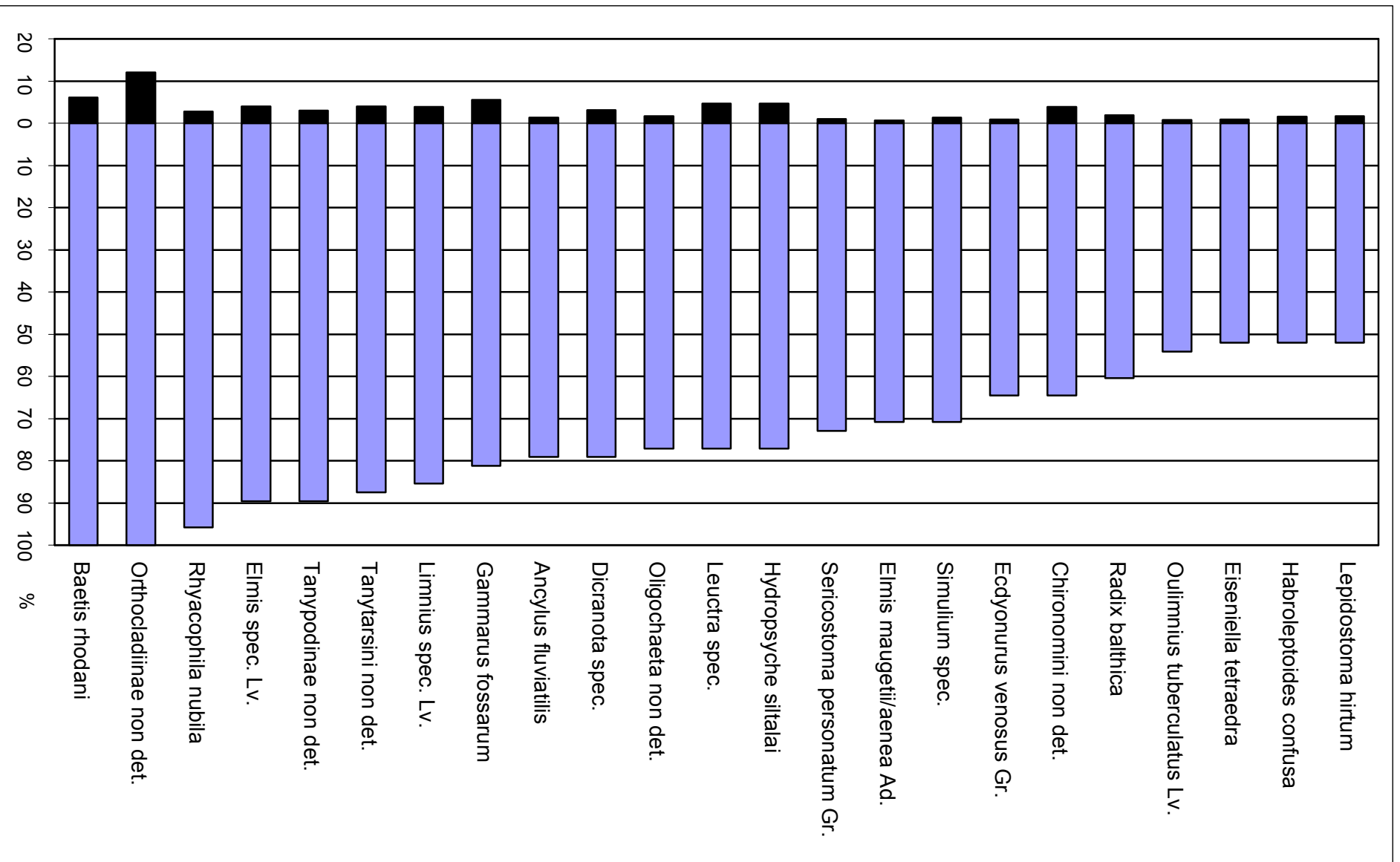


Abb. 5.13: Dominanzen (in %; schwarz) und Stetigkeiten > 50 % (in %; blau) der in den drei Beprobungen gefundenen Taxa der urbanen Gewässer des Typs 5.

Für die fünf beprobten urbanen Gewässer des Typs 9 im Ruhreinzugsgebiet wurden ebenfalls Stetigkeiten und Dominanzwerte berechnet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den in größerer Zahl beprobten Gewässern des Typs 5 werden in Abbildung 5.14 lediglich Taxa mit Stetigkeiten > 80 % berücksichtigt.

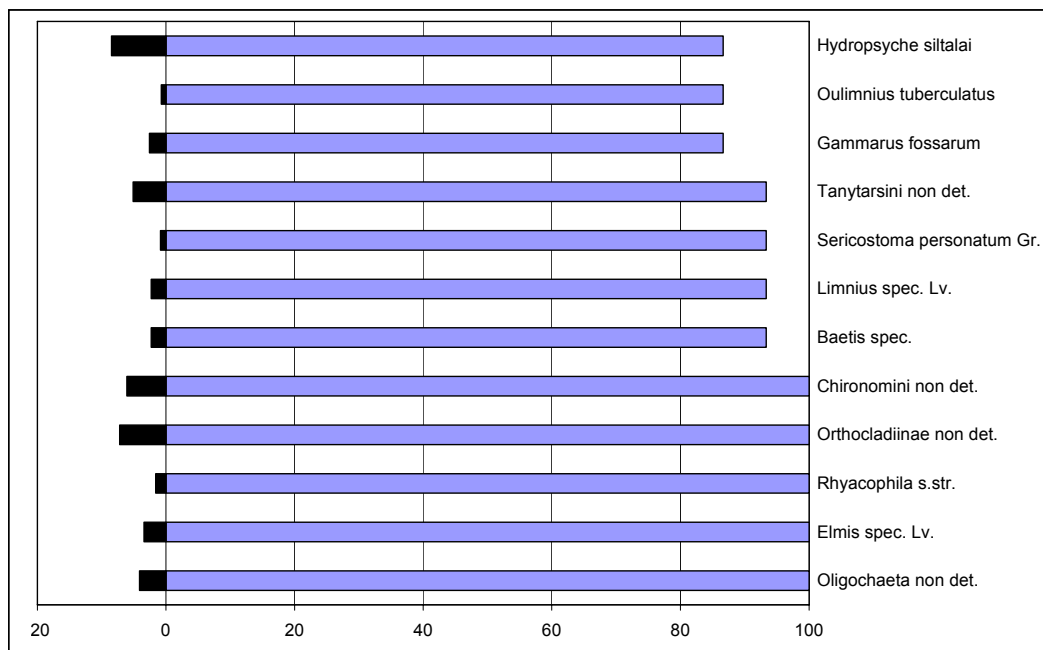


Abb. 5.14: Dominanzen (in %; schwarz) und Stetigkeiten > 80 % (in %; blau) der in den drei Beprobungen gefundenen Taxa der urbanen Gewässer des Typs 9.

Insgesamt sind zwölf Taxa mit einer Stetigkeit > 80 % nachgewiesen worden, davon ist kein Taxon dominant. 50 % der Taxa sind ‚subdominant‘. Taxa, die mit Stetigkeiten > 80 % die Gewässer des Typs 9 besiedeln, kommen mit Stetigkeiten > 50 % in den Gewässern des Typs 5 vor. Hervorzuheben ist *Oulimnius tuberculatus*, ein Hakenkäfer, der mit Stetigkeiten von 87 % und Dominanzwerten von 0,7 % im Unterschied zu den Gewässern des Typs 5 lediglich in den Gewässern des Typs 9 vertreten ist. Dieses Taxon bedingte eine signifikante Unterscheidung der untersuchten Gewässertypen (Tab. 5.5).

Die Analyse verdeutlicht, dass sich die ‚Basiszönosen‘ urbaner Gewässer des Typs 5 und 9 ähnlich sind. Die ‚Basis- oder Restzönose‘ stellt die hypothetische Zönose einer hohen Degradationsstufe der untersuchten Gewässertypen dar. Trotz dieser Reduktion konnte ein gewässertypspezifisches Taxon für Typ 9 nachgewiesen werden.



### 5.2.3 Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Taxozönose

Über die Dominanzidentität, berechnet als **Renkonenzahl**, lässt sich überprüfen, ob die Taxozönosen durch gleiche Arten gebildet werden und in welchen relativen Häufigkeiten diese auftreten. Die Ähnlichkeitsindices (Renkonenzahl) zwischen den Taxozönosen der Proben vom Herbst 2002 der urbanen Gewässer des Typs 5 sind in Tabelle 5.7 aufgeführt. Bei einem Vergleich der Ähnlichkeiten der Faunen ergibt sich eine durchschnittliche Ähnlichkeit von 25 %.

Tab. 5.7: Ähnlichkeit der Taxozönosen untereinander, berechnet als Renkonenzahl (Angaben in %) für die Beprobung der urbanen Gewässer des Typ 5 im Herbst 2002.

	097	098	101	102	103	105	107	108	109	115	117	119	122	123	127	348
348	38	35	20	10	15	20	13	18	12	29	21	30	21	12	37	100
127	41	41	29	29	20	28	18	20	9	29	25	17	29	22	100	
123	15	12	21	20	16	23	20	12	15	14	18	22	22	100		
122	36	18	26	31	10	28	24	34	21	13	26	15	100			
119	17	9	19	24	9	28	27	16	36	15	29	100				
117	18	11	20	35	16	39	24	32	19	22	100					
115	43	35	32	16	26	21	21	21	8	100						
109	23	4	21	16	17	20	38	13	100							
108	26	15	16	29	12	33	28	100								
107	27	18	35	26	14	35	100									
105	18	15	36	54	15	100										
103	24	22	24	10	100											
102	15	14	26	100												
101	35	44	100													
098	51	100														
097	100															

Aus den Ähnlichkeitsindices für die Taxozönosen lässt sich ein Dendrogramm erstellen (Abb. 5.15). Dies wurde beispielhaft für die Taxozönosen der im Herbst 2003 beprobten Gewässerabschnitte durchgeführt.

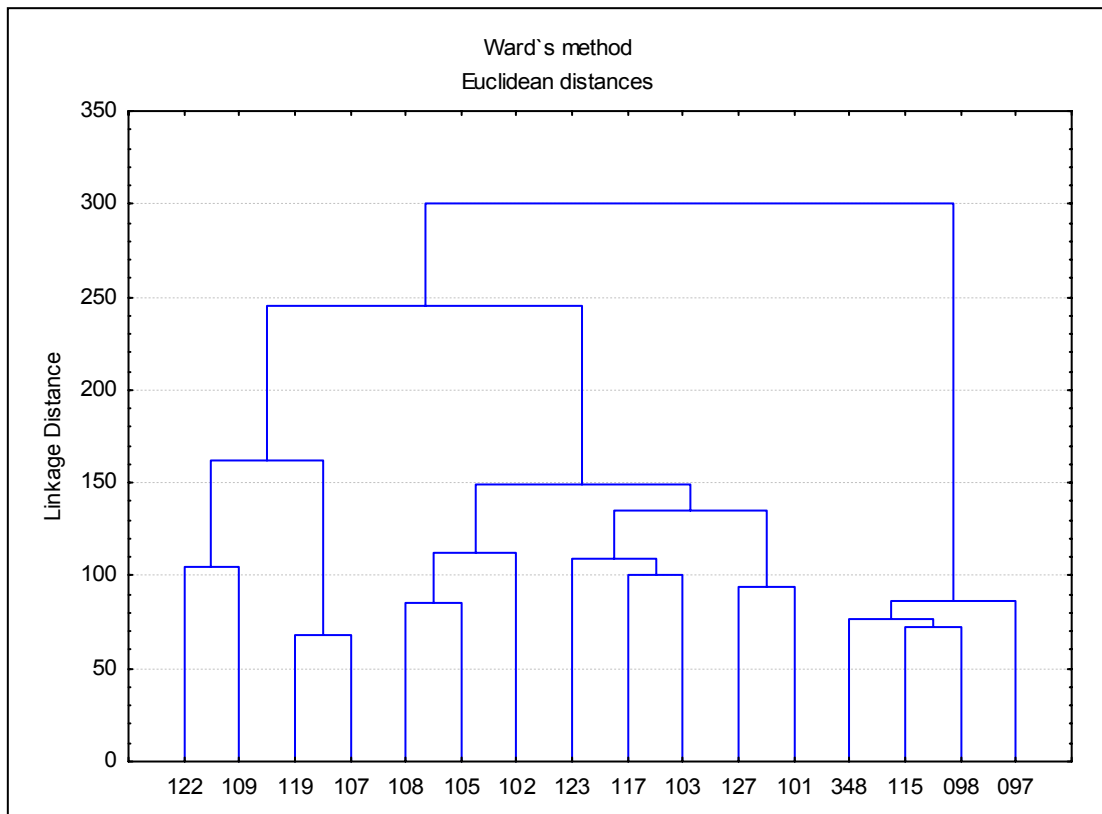


Abb. 5.15: Clusterdiagramm der Renkonenzahlen der urbanen Gewässer des Typs 5 für die Beprobung vom Herbst 2003.

Für die Taxozönosen der Beprobung vom Herbst 2002 ergeben sich die höchsten Ähnlichkeiten zwischen den Probestellen 105 und 102, zwei Gewässerabschnitte, die im Hochsauerlandkreis bei Linnepe auf einer Höhe von 350 m liegen. Die Renkonenzahl für die Gewässer 097 und 098 ist mit 51 beziffert. Hohe Ähnlichkeit ergibt sich des Weiteren für die Probestellen 098 und 101 mit 44 %.

Im Dendrogramm (Abb. 5.15) spalten sich die Probestellen 097, 098, 115 und 348 von den restlichen Gewässern ab. Eine Analyse der im Erhebungsbogen aufgenommenen geografischen Faktoren zeigte, dass an den Probestellen sehr hohe mittlere Strömungsgeschwindigkeiten herrschen. Die Strömungsgeschwindigkeiten wurden während der dreijährigen Feldarbeit bei allen Beprobungen für das Makrozoobenthos, sowie bei Driftmessungen und Totholzexpositionen gemessen (Anhang A 5).

In der NMS-Ordination der Faunadaten ist es möglich, die Taxa, die durch ihre erhöhte Abundanz eine Gruppierung einzelner Probestellen verursachen, separat einblenden zu lassen (Abb. 5.16). Die durch die Clustering der Renkonenzahl entstehende Gruppierung der Probestellen 097, 098, 115

und 348 wird u. a. durch die Ephemeroptera *Baetis alpinus*, *Ecdyonurus venosus* Gr., durch adulte Individuen des Käfers *Limnius volckmari* sowie die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* und die Zweiflügler-Gattung *Simulium* bestätigt. Probestelle 127 zeichnet sich durch ein erhöhtes Vorkommen von *Serratella ignita* und *Gammarus spec.* aus.

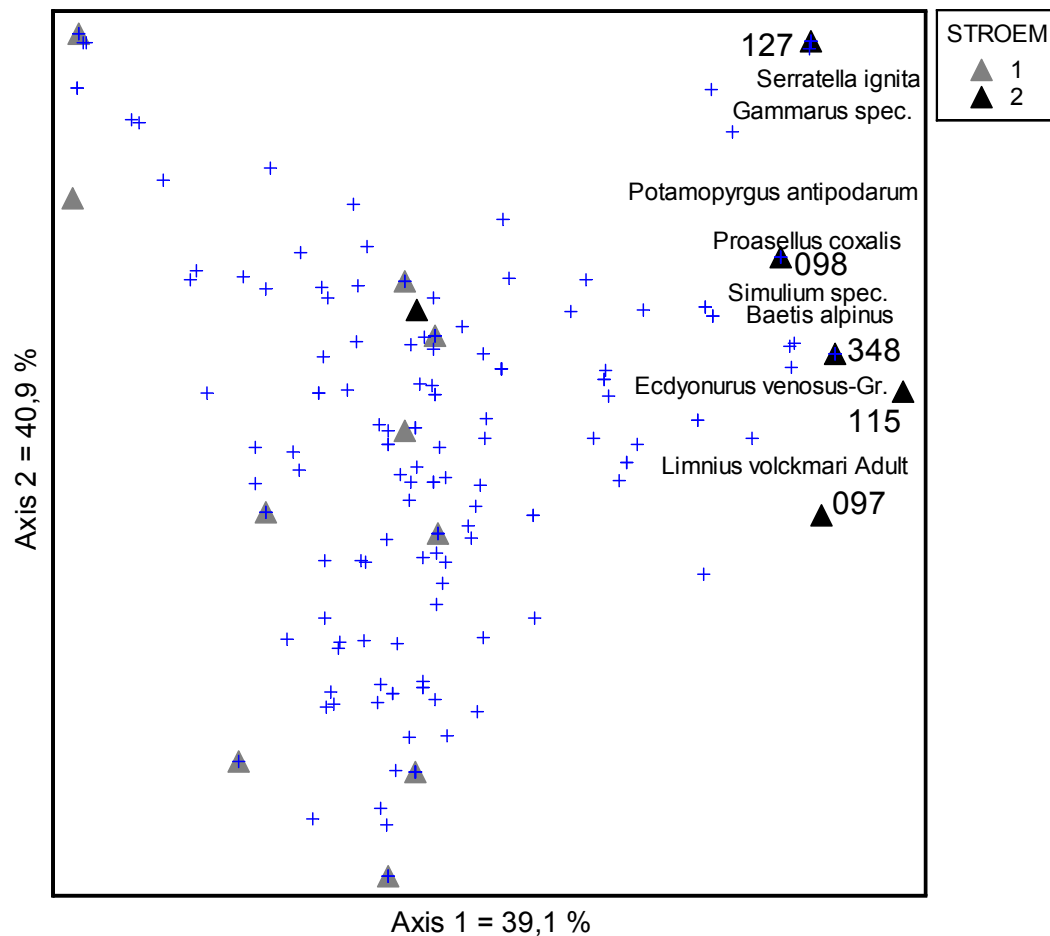


Abb. 5.16: NMS-Plot für die Faunadaten der Beprobung vom Herbst 2003. Strömungstyp 1 = 0,1 – 0,69 m/s, Strömungstyp 2 = > 0,7 m/s. Kreuzchen: Taxa. Der Erklärungsanteil der 1. und 2. Achse beträgt 80 %.

Mittels des U-Tests nach Mann-Whitney fand eine Signifikanz-Überprüfung für die gefundene Gruppierung statt. Der U-Test wurde für alle drei Beprobungszeiträume durchgeführt.

Es zeigte sich, dass der Unterschied zwischen Gruppe 1 (Gewässer mit einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit < 0,69 m/s) und Gruppe 2 (Gewässer mit einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit > 0,7 m/s) signifikant ist und für alle drei Beprobungszeiträume ein signifikanter Anstieg der Individu-

enzahl von Taxa mit Präferenz für schnelle Strömung gegeben ist. Hervorzuheben sind die Schnecke *Ancylus fluviatilis*, die Ephemeropteren-Gruppe *Ecdyonurus venosus* Gr. und die Plecoptera-Gattung *Leuctra* (*Leuctra nigra*) (Tab. 5.8).

Tab. 5.8: Artenliste der Tiere, für die der Unterschied zwischen Gruppe 1 (langsam strömend) und Gruppe 2 (schnell strömend) zu einem signifikanten \*\*  $p < 0,05$  oder bedingt signifikanten (\*)  $p < 0,1$  Anstieg in Gruppe 2 führt.

	Herbst 2002	Sommer 2003	Herbst 2003
<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. MÜLLER	**	**	**
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (GRAY)	**	-	-
<i>Gammarus fossarum</i> KOCH	**	-	-
<i>Gammarus spec.</i>	-	-	**
<i>Baetis alpinus</i> PICTET	-	(*)	(*)
<i>Baetis fuscatus</i> (LINNAEUS)	-	(*)	(*)
<i>Baetis lutheri</i> MÜLLER-LIEBENAU	**	-	-
<i>Ecdyonurus venosus</i> Gr.	**	**	**
<i>Leuctra spec.</i>	**	**	-
<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER)	-	-	**
<i>Elmis spec.</i>	**	**	-
<i>Limnius spec.</i>	-	**	-
<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (STEIN)	-	**	-
<i>Sericostoma personatum</i> Gr.	-	**	-
<i>Simulium spec.</i>	**	-	**

#### 5.2.4 Vergleich zwischen urbanen und naturnahen Gewässern

An insgesamt 18 Referenzprobestellen erfolgte im Rahmen des Forschungsprojekts AQEM im Sommer 2001 eine Beprobung. Die Daten wurden für diese Untersuchung freundlicherweise zur Verfügung gestellt. An den naturnahen Probestellen wurden im Mittel 1790 Tiere/m<sup>2</sup> gesammelt; maximal konnten für eine Referenzstelle 5600 Ind./m<sup>2</sup> determiniert werden. Im Mittel wurden 63 Taxa pro Probestelle bestimmt; maximal 83. Die Probestellen lagen im Ruhreinzugsgebiet, in der Eifel und in den Ausläufern des Rheinischen Schiefergebirges in Hessen.

Zur Prüfung auf Unterschiede zwischen Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz) wurde der Mann-Whitney-U-Test für die ‚funktionalen Gruppen‘ und ‚Metrics‘ (AQEM-Software 2.3) verwendet. Tabelle 5.9 listet lediglich die signifikanten Unterschiede zwischen den beprobten Gruppen auf.

Die Diversität an den Referenzprobestellen ist für beide Gewässertypen signifikant höher. Reale Biozönosen in der Natur erreichen Werte von 4,5, die meisten Werte fallen in den Bereich zwischen 1,5 und 3,5 (MÜHLENBERG

1993). An den Referenzprobestellen liegt die Diversität der Gewässer des Typs 5 im Mittel bei 2,9; Gewässer des Typs 9 erreichen eine Diversität im Mittel von 3,2. Die Diversität der urbanen Gewässerabschnitte bewegt sich im Mittel zwischen 2,6 (Typ 5) und 2,4 (Typ 9).

Limnorheophile Taxa bevorzugen Stillwasserbereiche; meist handelt es sich um Stillwasserarten, die auch in langsam oder träge fließenden Gewässern vorkommen (SCHMEDITJE & COLLING 1996). Signifikante Ergebnisse ergaben sich nur für den ‚Grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach‘. Der Anteil der limnorheophilen Arten ist in den Referenzproben des Typs 5 mit im Mittel 1,5 % höher als in den urbanen Gewässerabschnitten des Typs 5 (0,2 %).

Tab 5.9: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz). Der Unterschied ist mit  $p < 0,001$  höchst signifikant, + Zunahme in Gruppe 1; - Abnahme in Gruppe 1.

	Gewässertyp 5		Gewässertyp 9	
	p-level	Zu-/Abnahme	p-level	Zu-/Abnahme
<b>Diversität</b>	0,032	-	<0,001	-
<b>Limnorheophil</b>	<0,001	-	0,978	nicht signifikant
<b>Phytal</b>	<0,001	+	<0,001	+
<b>Sedimentfresser</b>	<0,001	+	<0,001	+
<b>pass. Filtrierer</b>	0,003	-	<0,001	-
<b>Räuber</b>	0,002	-	<0,001	-
<b>Parasiten</b>	0,965	nicht signifikant	0,029	-
<b>EPTCOM</b>	<0,001	-	<0,001	-

Phytalbewohner besiedeln Algenaufwuchs, Moose und höhere Wasserpflanzen, lebende Pflanzenteile und Blattwerk von Uferpflanzen (SCHMEDITJE & COLLING 1996). Ihr Anteil ist signifikant höher in den urbanen Gewässerabschnitten beider Gewässertypen (Mittelwerte um 20 % für beide Typen) als an den Referenzstellen der Typen 5 und 9 (Mittelwerte um 15 % für beide Typen).

Signifikante Unterschiede ergeben sich bei der Ernährungstypenverteilung: Der Anteil der Sedimentfresser ist mit 35 % in den Gewässern des Typs 5 und 47 % in den Gewässern des Typs 9 signifikant höher in den urbanen Gewässerabschnitten als an den Referenzstellen (Typ 5: 21 %; Typ 9: 33 %).

Die passiven Filtrierer, zu denen einige netzbauende Trichopteren gehören, sind in signifikant höheren Individuendichten an den Referenzprobestellen vertreten. Signifikante Unterschiede sind außerdem bei den Räubern und bei den Parasiten (Typ 5) zu verzeichnen, allerdings sind deren Anteile insgesamt – natürlicherweise – nicht nennenswert hoch.

Hervorzuheben ist noch der EPTCOM-Index<sup>5</sup>, der mit 44,4 % (Mittelwert Typ 5) Anteil an der Taxozönose der Referenzstellen deutlich höher ist als an den urbanen Gewässerabschnitten des Typs 5 (Mittelwert von 30 %). Für die Gewässer des Typs 9 ist der Unterschied im EPTCOM-Index ebenfalls signifikant.

Der Mann-Whitney-U-Test wurde des Weiteren für die Anteile der Ordnungen an der Taxozönose durchgeführt. Hinsichtlich der Diptera, Trichoptera und Oligochaeta kommt es zu signifikanten Unterschieden zwischen den Testgruppen (Tabelle 5.10).

Bedingt signifikant ist eine erhöhte Anzahl an Dipteren an den urbanen Probestellen beider Gewässertypen mit  $p < 0,1$ . Lediglich für Gewässer des Typs 5 ist eine leichte Zunahme der Oligochaeta an den urbanen Probestellen bedingt signifikant.

Tab. 5.10: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz). Fett markiert ist der Unterschied mit  $p < 0,001$  (höchst signifikant), + Zunahme in Gruppe 1; - Abnahme in Gruppe 1.

	Gewässertyp 5		Gewässertyp 9	
	p-level	Zu-/Abnahme	p-level	Zu-/Abnahme
<b>Diptera</b>	0,057	(+)	0,067	(+)
<b>Ephemeroptera</b>	0,189	nicht signifikant	0,102	nicht signifikant
<b>Trichoptera</b>	<b>&lt;0,001</b>	-	<b>&lt;0,001</b>	-
<b>Plecoptera</b>	0,768	nicht signifikant	0,800	nicht signifikant
<b>Coleoptera</b>	0,714	nicht signifikant	0,800	nicht signifikant
<b>Crustacea</b>	0,900	nicht signifikant	0,933	nicht signifikant
<b>Mollusca</b>	0,464	nicht signifikant	0,414	nicht signifikant
<b>Oligochaeta</b>	0,095	(+)	0,195	nicht signifikant

<sup>5</sup> Die Taxa **Ephemeroptera**, **Plecoptera**, **Trichoptera**, **Coleoptera**, **Odonata** und **Mollusca** werden als Index zusammengefasst.

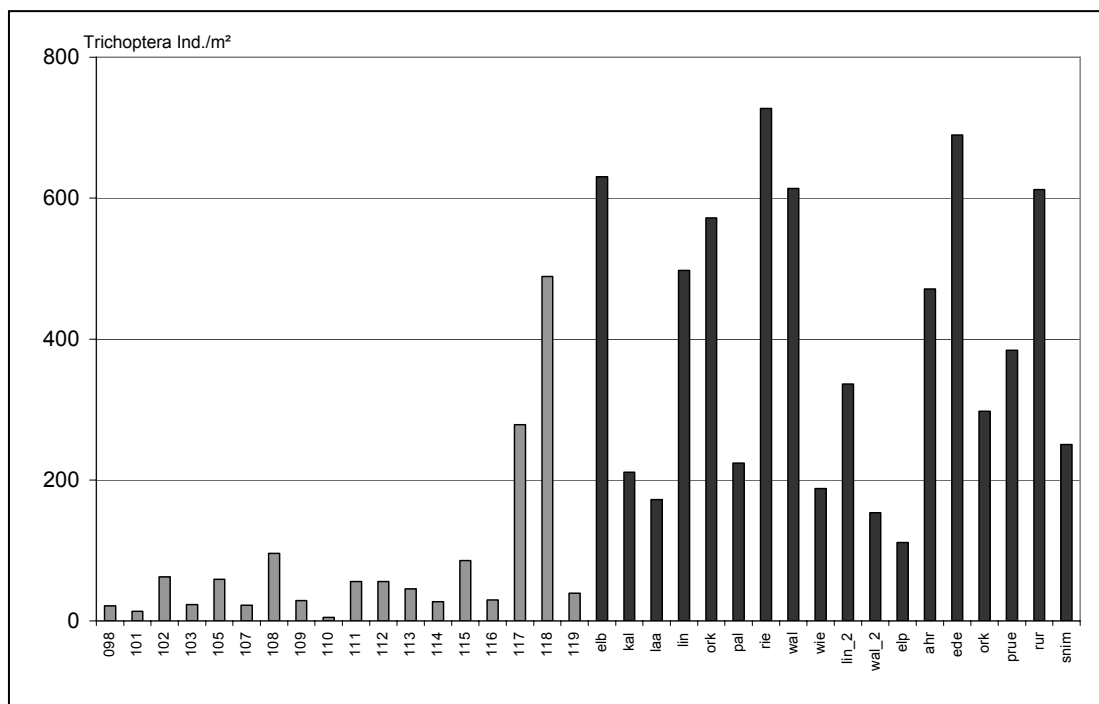


Abb. 5.17: Abundanzen der Köcherfliegen (Trichoptera) an den urbanen Probestellen (hellgrau) und den Referenzstellen (schwarz) des Gewässertyps 5.

Als höchst signifikant sind die Unterschiede hinsichtlich der Trichoptera für beide Gewässertypen zu nennen. Besonders deutlich war dieses Ergebnis für die Gewässer des Typs 5: An den urbanen Probestellen des Grobmateriareichen, silikatischen Mittelgebirgsbaches wurden im Mittel 80 Köcherfliegen pro Quadratmeter gefunden; an den Referenzprobestellen waren es im Mittel 397 Ind./m². Abbildung 5.17 stellt die Abundanz der Köcherfliegen an den Probestellen dieses Typs dar.

An den Probestellen des Typs 9 fehlen insbesondere die Köcherfliegen, die als charakteristisch für diesen Gewässertyp – und insbesondere als auftretende Arten zwischen den Gewässertypen – gelten.

Tabelle 5.11 zeigt die Stetigkeiten der Trichopteren-Arten, die zwischen Typ 5 und 9 differenzieren und daher als ‚Indikator Taxa‘ für den ‚German Fauna Index‘ (AQEM CONSORTIUM 2002, LORENZ 2004) gelten. Die Taxa sind für die Referenzprobestellen nach aufsteigender Stetigkeit sortiert. *Micrasema longulum* und *Micrasema minimum* sind an den Referenzstellen des Typs 5 mit geringer Stetigkeit (9 %) vertreten.

An den naturnahen Gewässerabschnitten der Typen 5 und 9 siedelt *Annitella obscurata* mit einer Stetigkeit von 16,7 %. *Anomalopterigella chauviniana* wurde sowohl an den urbanen Gewässerabschnitten als auch in den naturnahen Gewässern gefunden. Von den als typische Vertreter des Potamals

beschriebenen ‚Indikator Taxa‘ für Gewässer des Typs 9 kommt lediglich *Athripsodes albifrons* an den urbanen Probestellen vor.

Tab. 5.11: Stetigkeiten ausgewählter Köcherfliegen an den urbanen und naturnahen Gewässerabschnitten und ihre Zuordnung im Längskontinuum (nach SCHMEDTJE & COLLING 1996).

	Art	Urbanisierung Typ 5	Referenzen Typ 5	Urbanisierung Typ 9	Referenzen Typ 9
Epi- bis Metarhithral	<i>Micrasema longulum</i> McLACHLAN	12,5	8,3	-	16,7
	<i>Micrasema minimum</i> McLACHLAN	-	8,3	9,1	33,3
	<i>Silo piceus</i> (BRAUER)	-	8,3	18,2	-
	<i>Annitella obscurata</i> (McLACHLAN)	-	16,7	-	16,7
	<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (STEIN)	62,5	41,7	54,5	66,7
	<i>Hydropsyche dinarica</i> MARINKOVIC	12,5	50,0	9,1	16,7
	<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS)	12,5	66,7	9,1	16,7
	<i>Chaetopteryx villosa</i> (FABRICIUS)	37,5	83,3	36,4	33,3
	<i>Odontocerum albicorne</i> (SCOPOLI)	37,5	83,3	-	33,3
Metarhithral bis Potamal	<i>Ceraclea dissimilis</i> (STEPHENS)	-	-	-	16,7
	<i>Chimarra marginata</i> (LINNAEUS)	-	-	-	16,7
	<i>Oecetis testacea</i> (CURTIS)	-	-	-	16,7
	<i>Agapetus ochripes</i> CURTIS	-	-	-	33,3
	<i>Brachycentrus subnubilus</i> CURTIS	-	-	-	33,3
	<i>Anabolia nervosa</i> (CURTIS)	-	-	-	33,3
	<i>Brachycentrus maculatus</i> (FOURCROY)	-	-	-	50,0
	<i>Allogamus auricollis</i> (PICTET)	-	-	-	50,0
	<i>Athripsodes albifrons</i> (LINNAEUS)	-	-	9,1	66,7
	<i>Cheumatopsyche lepida</i> (PICTET)	-	-	-	66,7
	<i>Athripsodes cinereus</i> (CURTIS)	-	-	-	66,7

Unter der Fragestellung, ob die Taxa der in Kap. 5.2.2 beschriebenen ‚Basiszönose‘ an den urbanen Gewässern in höheren Dichten auftreten, wurde der Mann-Whitney-U-Test für diese Taxa durchgeführt.

Von den 23 getesteten Taxa konnte für sieben eine signifikante Erhöhung der Individuendichte an den urbanen Gewässerabschnitten nachgewiesen werden (Tab. 5.12).

Im Vergleich zu den Referenzgewässern des Typs 5 sind in den urbanen Gewässern die Individuenzahlen der Köcherfliege *Rhyacophila nubila*, der Schnecke *Radix baltica*, und des Käfers *Limnius spec.* (Larven) signifikant erhöht.



Tab. 5.12: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Urbanisierung) und Gruppe 2 (Referenz) für die Taxa der ‚Basiszönose‘. Der Unterschied ist mit  $p < 0,001$  höchst signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney-U	Wilcoxon-W	Z	p-level	Signifikanz
<i>Rhyacophila nubila</i> (ZETTERSTEDT 1840)	67	238	3,665	<0,001	***
<i>Radix balthica</i> (LINNAEUS)	90	261	3,519	<0,001	***
<i>Ecdyonurus venosus</i> Gr.	99	450	-2,613	0,009	**
<i>Limnius spec.</i>	110	281	2,557	0,011	**
<i>Simulium spec.</i>	110	439	-2,228	0,026	**
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	123	426	-2,170	0,030	**
<i>Hydropsyche siltalai</i> DÖHLER	130	420	-1,702	0,089	(*)
<i>Eiseniella tetraedra</i> (SAVIGNY)	140	311	1,521	0,128	-
<i>Chironomini n. d.</i>	143	406	-1,297	0,195	-
<i>Oligochaeta n. d.</i>	142	408	-1,277	0,199	-
<i>Leuctra spec.</i>	142	408	-1,257	0,203	-
<i>Habroleptoides confusa</i> SARTORI & JACOB	155	394	-1,207	0,227	-
<i>Elmis maugetii/aenea</i> Ad.	149	400	-1,151	0,250	-
<i>Baetis rhodani</i> PICTET	155	326	0,958	0,338	-
<i>Sericostoma personatum</i> Gr.	180	351	0,926	0,355	-
<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. MÜLLER	157	393	-0,920	0,358	-
<i>Elmis spec.</i>	170	341	0,536	0,592	-
<i>Gammarus fossarum</i> KOCH	172	378	-0,495	0,620	-
<i>Dicranota spec.</i>	173	376	-0,454	0,650	-
<i>Nemoura/Nemourella spec.</i>	179	371	-0,419	0,675	-
<i>Tanypodinae n. d.</i>	186	357	0,085	0,933	-
<i>Lepidostoma hirtum</i> (FABRICIUS)	187	358	0,073	0,941	-
<i>Tanytarsini n. d.</i>	187	362	-0,056	0,955	-

Während *Hydropsyche siltalai* an den Referenzstellen in bedingt signifikant höheren Individuendichten vorkommt, ist die Zahl von *Baetis rhodani* an den urbanen Gewässerabschnitten erhöht, jedoch nicht signifikant. *Sericostoma personatum* Gr., *Elmis spec.*, *Lepidostoma hirtum* und die Zuckmücken-Familie Tanypodinae kommen an den urbanen Referenzstellen zwar etwas individuenreicher vor, jedoch nicht signifikant. Für alle anderen Tiergruppen, die mit Stetigkeiten  $> 50\%$  an den urbanen Probestellen vorkommen, liegt die Individuenzahl an den Referenzstellen höher oder der Unterschied ist nicht signifikant.

Für die Taxa der Restzönose des Typs 9 (Abb. 5.14) wurde ebenfalls der Mann-Whitney-U-Test durchgeführt. Die Käfer *Oulimnius tuberculatus* und *Limnius spec.* kommen in signifikant höheren Individuendichten an den urbanen Gewässerabschnitten vor ( $p = 0,033$  bzw.  $0,021$ ); die Köcherfliegen-Gruppe *Rhyacophila s. str.* wurde in signifikant niedrigeren Individuenzahlen an den urbanen Gewässerabschnitten gefunden ( $p = 0,01$ ).

### 5.2.5 Taxozönose landwirtschaftlich geprägter Gewässer

Gewässerabschnitte, die durch Urbanisierung geprägt sind, zeigen vielfältige morphologische Schädigungen von Ufer- und Sohlverbau bis zu Verrohrungen und Abstürzen. Ähnliche morphologische Schädigungen sind auch in der freien Landschaft an Gewässern zu finden, die anderen linienförmigen Nutzungen unterliegen, z. B. in landwirtschaftlich genutzten Räumen. Im Rahmen des Projekts MAKEF wurden 14 Gewässer mit landwirtschaftlicher Prägung des Umfeldes im Ruhreinzugsgebiet beprobt. Ein exemplarischer Vergleich der im Sommer erhobenen Daten an ‚urbanen‘ Gewässern und solchen in landwirtschaftlich geprägten Räumen soll zeigen, ob sich nutzungstypische Veränderungen in der Taxozönose der Makroinvertebraten ergeben.

Für die untersuchten Gewässerabschnitte mit der Nutzung ‚Urbanisierung‘ liegt der Mittelwert pro Probestelle bei 1700 Tieren/m<sup>2</sup> und es konnten im Mittel 47 Taxa bestimmt werden. An den Untersuchungsstellen der Gewässer in landwirtschaftlicher Nutzung wurden im Mittel 3498 Ind./m<sup>2</sup> gezählt; maximal 7100 Ind./m<sup>2</sup> an einer Probestelle. Die mittlere Taxazahl liegt bei 58. Eine Hauptkomponenten-Analyse (PCA) sollte Aufschluss über die Ähnlichkeiten der Zönose liefern (Abb. 5.18).

In der Ordination kommt es zu keiner Auftrennung der beiden Nutzungstypen Urbanisierung und Landwirtschaft. Mit dem Mann-Whitney-U-Test wurde überprüft, ob sich Unterschiede auf Artniveau ergeben (Tab. 5.13). Es kommt hinsichtlich 13 Taxa zu signifikanten Unterschieden: Die Abundanz der Schnecke *Radix baltica*, der Eintagsfliege *Habrophlebia lauta*, die Zahl eines Dytisciden und von zwei Elmiden (Käfer), sowie der Köcherfliege *Goera pilosa* und einiger Dipteren ist in den Gewässern mit landwirtschaftlicher Nutzung höher. An den Probestellen, deren Umfeld durch die Nutzung ‚Urbanisierung‘ geprägt ist, kann lediglich eine Erhöhung der Individuendichte der Lumbricidae gegenüber den Gewässerabschnitten in landwirtschaftlicher Nutzung festgestellt werden.

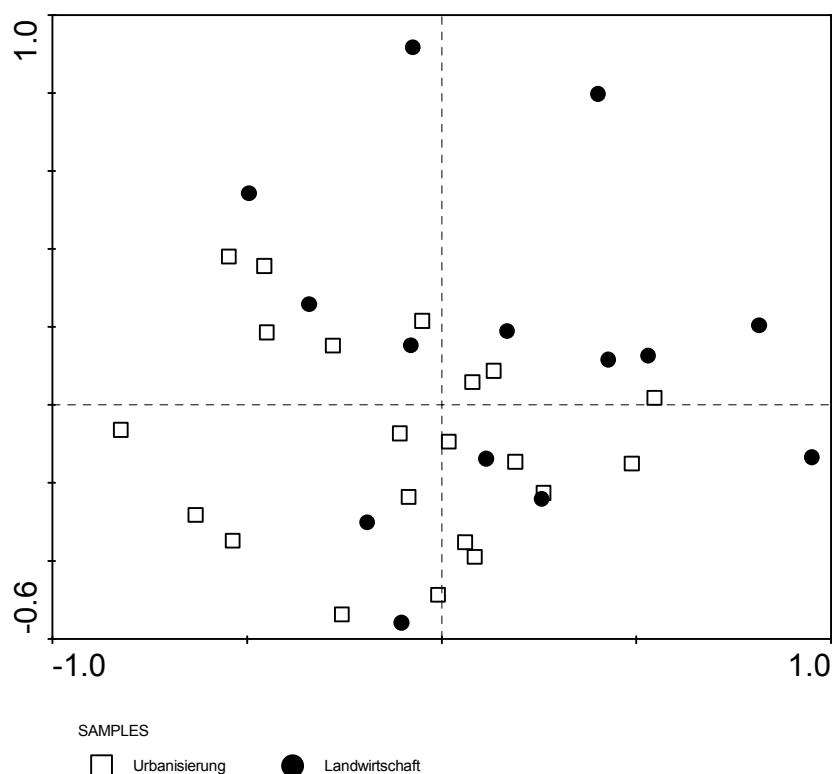


Abb. 5.18: PCA-Plot mit CANOCO® der Artenlisten von 21 Urbanisierung und 14 Landwirtschaft Probestellen. Dargestellt sind die Probestellen und ihre Lage zueinander auf Grund von Ähnlichkeiten in der Biozönose. Erste und zweite Achse erklären zusammen 45 % der Verteilung.

Tab. 5.13: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Landwirtschaft) und Gruppe 2 (Urbanisierung). Die Liste zeigt lediglich signifikante Ergebnisse. Der Unterschied ist mit  $p < 0,05$  signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p-level
<b>Radix balthica (LINNAEUS)</b>	62	337	2,899	0,004
<b>Lumbricidae n. d.</b>	89	194	-2,174	0,030
<b>Erpobdella octoculata (LINNAEUS)</b>	88	312	2,223	0,026
<b>Baetidae n. d.</b>	116	284	2,184	0,029
<b>Habrophlebia lauta EATON</b>	72	328	2,876	0,004
<b>Sialis spec.</b>	93	306	2,109	0,035
<b>Oreodytes sanmarki (SAHLBERG) Ad.</b>	90	309	2,221	0,026
<b>Elmis maugetii/aenea Ad.</b>	65	334	2,779	0,005
<b>Oulimnius tuberculatus (MÜLLER) Ad.</b>	57	343	3,384	0,001
<b>Goera pilosa (FABRICIUS)</b>	105	294	2,560	0,010
<b>Tanytarsini n. d.</b>	83	317	2,172	0,030
<b>Chironomini n. d.</b>	82	317	2,191	0,028
<b>Atherix ibis (FABRICIUS)</b>	63	336	3,263	0,001

### 5.2.6 Zusammenfassung von Kapitel 5.2

- Die Fauna der urbanen Gewässerabschnitte lässt eine Auftrennung in die Gewässertypen 5 und 9 zu; die Probestellen zeigen eine Sortierung nach Höhenlage über und unter 200 m ü. NN.
- Die ‚Basiszönose‘ urbaner Gewässerabschnitte unterscheidet sich für die Gewässertypen 5 und 9 lediglich hinsichtlich eines Taxons.
- Die Zahl der Trichopteren ist an den urbanen Probestellen im Vergleich zu den Referenzstellen deutlich geringer; insbesondere die Köcherfliegen, die zur Auftrennung in die Gewässertypen führen, sind betroffen. Die Anzahl der Phytalbewohner und Sedimentfresser ist stark erhöht gegenüber den Referenzstellen.
- Es kommt zu keiner deutlichen Abtrennung der Landnutzung ‚Urbanisierung‘ von der Nutzung ‚Landwirtschaft‘, jedoch ist an letzteren die Individuendichte einiger Elmidae, Ephemeroptera und der Trichoptere *Goera pilosa* höher.

### 5.3 Korrelationen zwischen Hydromorphologie und Taxozönose

Die folgenden Korrelationen wurden für die Daten der urbanen Gewässer im Ruhreinzugsgebiet von der Sommerbeprobung 2003 durchgeführt.

#### 5.3.1 Ergebnisse der Kartierung der Mineralsubstrate

Mit Hilfe des Erhebungsbogens, der zum AQEM-Bewertungsprogramm gehört (AQEM CONSORTIUM 2002) wurden mineralische Substrat-Korngrößen, Bewuchs durch Algen, Makrophyten und Moose, sowie der Totholzanteil und das Aufkommen saprobieller Bakterienbeläge und organischer Schlämme in 5 % Schritten kartiert. Das vollständige Untersuchungsprotokoll für die urbanen und naturnahen Probestellen kann im Anhang A 5 eingesehen werden.

In den naturnahen Gewässern der Typen 5 und 9 herrschen als Substrate Schotter und Steine vor, untergeordnet auch Kiese, in den Stillwasserbereichen können sich Feinsedimente ablagern (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Es sind hier beispielhaft die Mittelwerte für die Referenzgewässer und urbanen Gewässer dargestellt (Abb. 5.19).

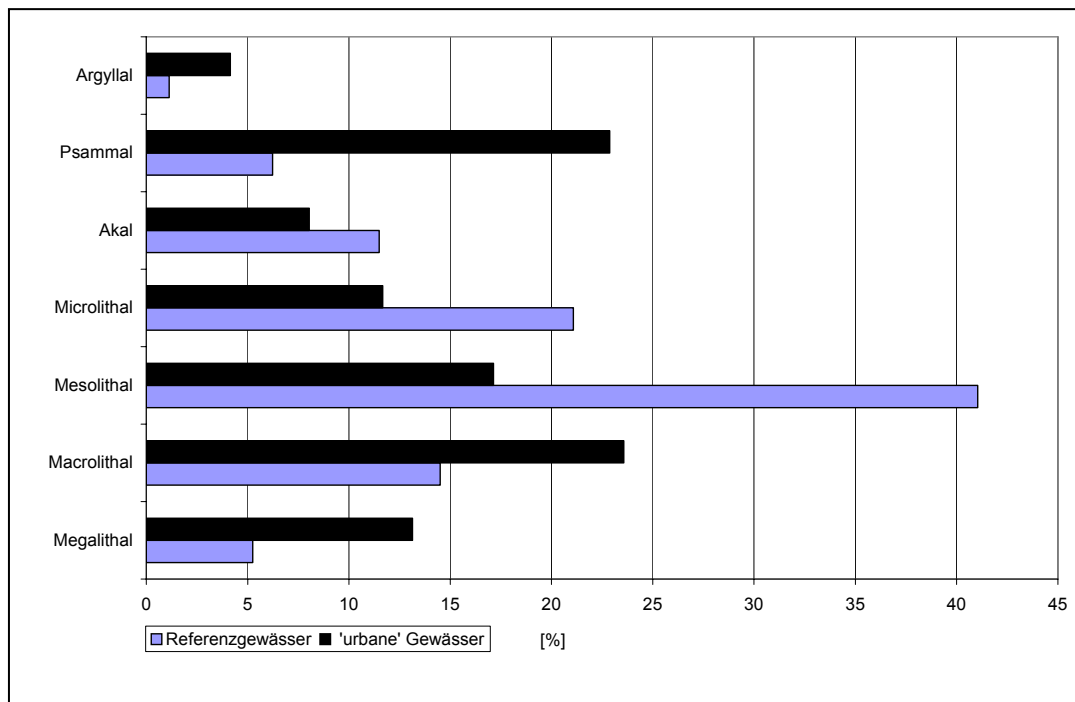


Abb. 5.19: Mittelwerte der prozentualen Anteile der Mineralsubstrate der Referenzgewässer und der ‚urbanen‘ Gewässer. Megalithal = >40 cm, Macrolithal = 20-40 cm, Mesolithal = 6-20 cm, Microlithal = 2-6 cm, Akal = 0,2-2 cm, Psammal = Sand, Argyllal = Lehm/Schlamm.

Bemerkenswert ist der an den Referenzstellen erhöhte Anteil mittelgroßer bis feiner Schottersteine (Mesolithal, Microlithal und Akal). An den naturnahen Probestellen wurde im Mittel ein Mesolithal-Anteil von 41 % kartiert. Dieser Unterschied zwischen Referenzstellen und ‚urbanen‘ Probestellen ist signifikant (Tab. 5.14). Hingegen ist an den Probestellen mit der Umfeldnutzung ‚Urbanisierung‘ der Anteil des Megalithal mit im Mittel 13 % höher. Betonierte und gepflasterte Sohlen wurden bei der Kartierung ebenfalls als Megalithal aufgenommen. Deutlich höher ist der Anteil an Feinsand (Psammal) an den urbanen Probestellen mit im Mittel 22,8 % zu 6,2 % an den Referenzstellen (der Unterschied ist mit  $p < 0,001$  signifikant, Tab. 5.14).

Vor Ort wurde die Bedeckung der Mineralsubstrate mit zusätzlichen pflanzlichen oder organischen Substraten kartiert. Da diese sehr variabel in ihrer Bedeckung sein können, jedoch in der Regel nicht ortsstabil sind, werden sie im Erhebungsbogen nicht als Bedeckung zu 100 % in der Summe kartiert. Der Anteil der Bedeckung des Gewässersohle mit Totholz/Wurzeln wird an den ‚urbanen‘ Probestellen deutlich geringer eingeschätzt mit im Mittel 1,9 % als an den Referenzstellen (9,7 %). Weiterhin ist der Anteil an CPOM und FPOM deutlich höher an den naturnahen Probestellen (im Mittel 3 %). Dieser

Unterschied ist signifikant (Tab. 5.14). Dagegen zeichnen sich die ‚urbanen‘ Probestellen durch einen erhöhten Anteil an organischem Schlamm/Bakterien (im Mittel 25,4 %) und Algenbewuchs (im Mittel 10 %) aus. Diese Substrate werden an den naturnahen Probestellen gering eingeschätzt (< 1 %).

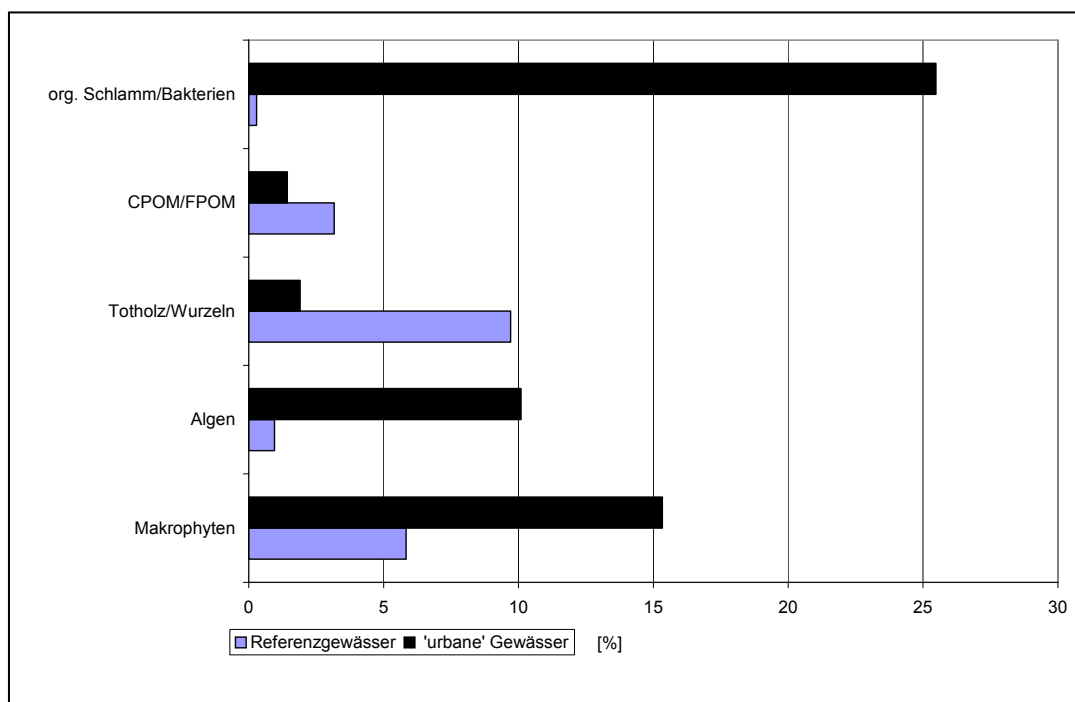


Abb. 5.20: Mittelwerte des prozentualen Anteils der Bedeckung der Gewässersohle mit organischen Substraten.

Tab. 5.14: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Referenz) und Gruppe 2 (Urbanisierung). Die Liste zeigt lediglich signifikante Ergebnisse. Der Unterschied ist mit  $p < 0,05$  signifikant, ein positives Vorzeichen (Z-Wert) steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p-level
<b>megalithal &gt;40cm</b>	151	451	-2,357	0,018
<b>mesolithal &gt;6cm bis 20cm</b>	96	708	3,563	<0,001
<b>CPOM/FPOM</b>	163	642	2,056	0,040
<b>Totholz/Wurzeln</b>	144	598	1,998	0,042
<b>Psammal (Feinsand)</b>	65	740	-4,709	<0,001
<b>Algenbewuchs</b>	161	461	-2,380	0,017

Eine Redundanzanalyse, bei der die Artenlisten und die kartierten Mikrohabitate als Umweltvariablen eingingen, sollte zeigen, ob es zu Korrelationen zwischen der Ausprägung der Mineralsubstrate und den Taxa kommt (Abb. 5.21). Ergebnis der Redundanzanalyse ist, dass die Umweltvariablen (Mineralsubstrate und organische Substrate) zusammen einen Erklärungsanteil

von 40 % an der Invertebraten-Verteilung haben. Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wurden in Abb. 5.21 die Taxa wie nominale Daten dargestellt (Symbol), obwohl sie intervallskaliert sind (Pfeil). Die Abbildung ist so zu lesen, dass der Anteil des Mineralsubstrats in Richtung des Pfeils zunimmt und für alle Probestellen, die an der Pfeilspitze oder in dem entstehenden Winkel zwischen Pfeil und Achse liegen, wurde ein großer Anteil dieses Substrats kartiert. Der Pfeil eines Mineralsubstrats kann in die Gegenrichtung verlängert werden und symbolisiert dann negative Korrelationen.

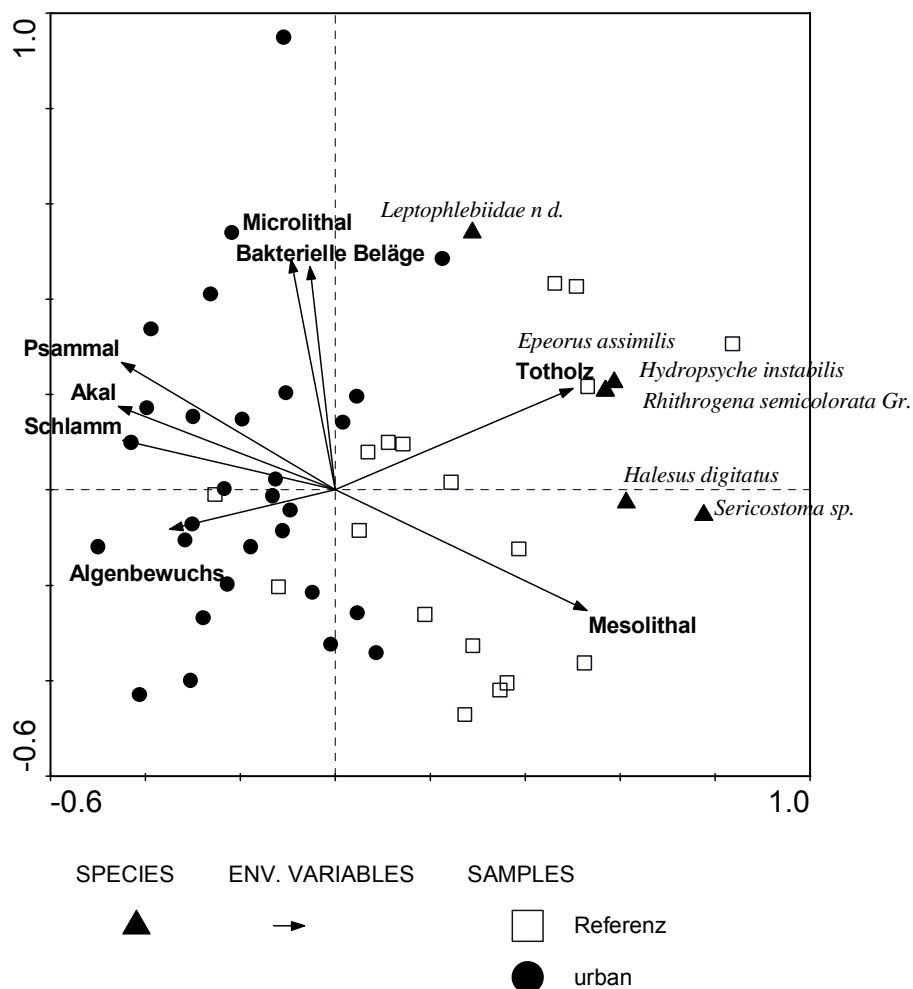


Abb. 5.21: RDA-Plot mit CANOCO® für die Mineralsubstrate und organischen Substrate. Dargestellt sind nur die Umweltvariablen, für die ein Korrelationskoeffizient  $< -0,29$  oder  $> 0,29$  errechnet wurde und die Taxa, die einen Erklärungsanteil  $> 35\%$  an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen. Tabelle 5.15 zeigt die Korrelationskoeffizienten der RDA, fett markiert sind die Korrelationen mit den Umweltvariablen auf der ersten Achse.

Tab. 5.15: Korrelationskoeffizienten für die Redundanzanalyse mit den Umweltvariablen (Mineralsubstrate und organische Substrate). Fett markiert sind Korrelationskoeffizienten  $> 0,3$  und  $< -0,3$  mit der ersten Achse.

Mikrohabitat	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
hygropetrische Zone	<b>0.3067</b>	-0.1194	-0.2440	-0.0723
Macrolithal 20 - 40 cm	0.2351	-0.1234	0.2106	-0.1168
Mesolithal 6 - 20 cm	<b>0.4567</b>	-0.1810	-0.0210	0.0000
Mikrolithal 2 - 6 cm	-0.0888	0.5642	-0.2425	-0.0432
Akal 0,2 - 2 cm	<b>-0.3834</b>	0.2123	-0.2199	-0.1535
Psammal, Sand	<b>-0.3929</b>	0.1746	0.1234	0.2128
Phytal, Moos	0.0551	-0.2544	0.2785	0.0833
Algenbewuchs	<b>-0.2839</b>	-0.0497	-0.0718	0.4311
Wasserpflanzen	-0.0799	-0.0662	-0.0318	-0.1199
auftauchende Makrophyten	0.1965	0.1713	0.0796	-0.0586
terr. Pflanzen	-0.1258	0.0603	-0.0030	-0.1722
Totholz	<b>0.4161</b>	0.2986	-0.0569	0.0267
CPOM	-0.0239	0.0364	-0.1640	-0.1439
FPOM	0.1523	-0.0856	0.2384	0.1218
Bakterielle Beläge	-0.0790	0.2829	0.3335	-0.2593
Schlamm	<b>-0.3824</b>	0.0377	-0.0416	-0.2450

In der RDA-Abbildung zeigt sich ein deutlicher ‚Totholz-Gradient‘, der durch Probestellen mit viel Totholz (Referenzstellen, Vierecke) und Probestellen mit wenig Totholz (urbane Stellen, Punkte) gebildet wird. Der Gradient, der durch das Mikrohabitat ‚Algen‘ gebildet wird, ist genau umgekehrt zu lesen. Beide Umweltvariablen sind nicht miteinander korreliert, könnten aber auch gegeneinander ersetzt werden: An Probestellen mit viel Totholz muss zwingend Uferbewuchs vorhanden sein, der durch Beschattung einen erhöhten Algenbewuchs ausschließt. Ein weiterer Gradient wird durch die Mikrohabitate ‚Mesolithal‘ und die Feinsubstrate (Psammal, Mikrolithal, Schlamm) aufgespannt: In Richtung der Feinsubstrate liegen urbane Probestellen; in Richtung der 6 - 20 cm (mittelgroßen) Schotter liegen die Referenzprobestellen. Die Pfeilspitzen der Umweltvariablen ‚Totholz‘ und ‚Mesolithal‘ (Schotter zwischen 6 und 20 cm) in Abb. 5.21 können – als Lot auf die 1. Achse gefällt – als gemeinsamer Gradient für Zunahme der Habitatqualität durch Anreicherung von Totholz, damit Strukturbildung und Anteil größerer Substrate gesehen werden. Es ist legitim, von den Probestellen und von den Symbolen für die Taxa ebenfalls ein Lot auf die erste Achse zu fällen und anhand des Abstands vom Koordinatensystem-Mittelpunkt die Stärke der Assoziation abzulesen. Eine hohe Assoziation mit dem imaginären Gradienten der ersten Achse zeigen sechs Arten des Makrozoobenthos: Die Ephemeropteren-Familie Leptophlebiidae non det., sowie die Arten *Epeorus assimilis* und



*Rhithrogena semicolorata* Gr., sowie die Trichopteren *Hydropsyche instabilis*, *Halesus digitatus* und *Sericostoma spec.* gehören zu den totholzassoziierten Arten. Ihr Erklärungsanteil an der Verteilung der Probestellen beträgt > 35 %.

### 5.3.2 Ergebnisse der Strukturkartierung

Die Gewässerstrukturkartierung in Nordrhein-Westfalen versteht sich als „ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse“ (LANDESUMWELTAMT NRW 1998). Unter dem Begriff ‚Gewässerstruktur‘ werden alle räumlichen und materiellen Differenzierungen von Gewässerbett und Umfeld verstanden (LANDESUMWELTAMT NRW 1998). Die Gewässerstrukturkartierung basiert zunächst auf der Erhebung von kleinräumigen Strukturelementen (‚Einzelparаметer‘, Indexkartierung), die in systematische Einheiten aggregiert sind (funktionale Einheiten, Tab. 5.16) und schließlich zu sechs Hauptparametern zusammengefasst werden können. Letztere dienen zur Darstellung der Bewertung von ‚Sohle, Ufer, Land‘ (Abb. 5.22).

Als Maß der ökologischen Qualität von Gewässern sollten die Ergebnisse der Kartierung somit über die Verteilung der Wirbellosen-Fauna überprüfbar sein. Der folgende Abschnitt präsentiert Ergebnisse von Korrelationen der Parameter der Gewässerstrukturkartierung mit den ‚Fauna-Metrices‘ nach AQEM (AQEM CONSORTIUM 2002). Als Koeffizient wurde der Spearman´sche Rang-Korrelationskoeffizient für nicht normal verteilte Daten gewählt. Die Korrelationen sollten zeigen, ob es möglich ist, aus der Gewässerstrukturkartierung Hinweise über die Art der morphologischen Schädigung zu erhalten, die dann zu einer Verarmung der Fauna führt.

Da zunächst von Interesse ist, wie stark die Bewertung aggregiert sein darf, um sich dennoch in der Makrozoobenthos-Verteilung widerzuspiegeln, folgt die Präsentation der Ergebnisse – im Gegensatz zur umgekehrten Vorgehensweise bei der Kartierung – der Aggregation von den Hauptparametern zu den Einzelparametern.

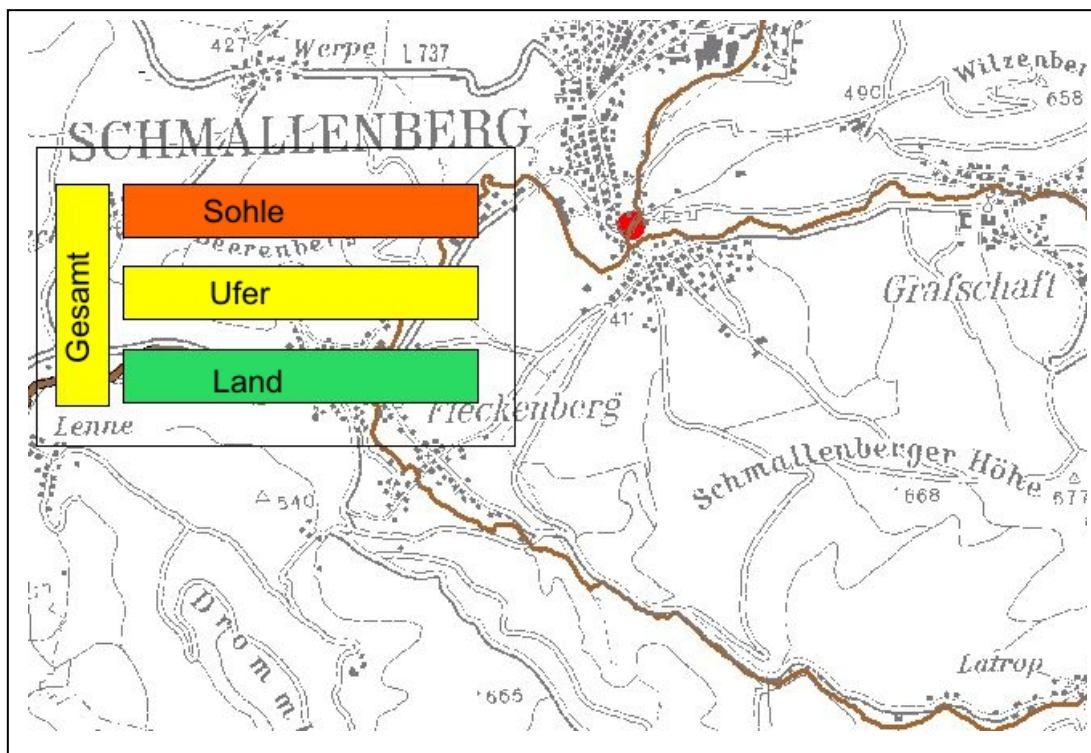


Abb. 5.22: Beispiel einer Darstellung der Hauptparameter ‚Sohle, Ufer, Land‘ für die Bewertung der urbanen Probestelle an der Lenne in Schmallenberg. Orange = sehr stark verändert; gelb = stark verändert; grün = deutlich verändert.

Tab. 5.16: Ausgewählte Parameter der funktionalen Einheiten und deren Zusammensetzung aus Einzelparametern (LANDESUMWELTAMT NRW 1999).

Funktionale Einheit	Zusammenfassung der Einzelparameter
Natürliche Längsprofilelemente	2.4 Querbänke, 2.5 Strömungsdiversität und 2.6 Tiefenvarianz
Längsprofil	2.4 Querbänke, 2.5 Strömungsdiversität und 2.6 Tiefenvarianz plus Malusfaktor durch Wanderhindernis
Profilform	4.1 Profiltyp
Art und Verteilung der Substrate	3.1 Sohlensubstrat, 3.3 Substratdiversität, 3.4 bes. Sohlstrukturen, 3.02 bes. Belastungen
Sohlenstruktur	3.1 Sohlensubstrat, 3.3 Substratdiversität, 3.4 bes. Sohlstrukturen, 3.02 bes. Belastungen plus Sohlverbau
Uferstruktur	5.1 Naturraumtypischer Bewuchs, 5.2 Uferverbau und 5.3 naturraumtyp. Ausprägung

Von den ca. 300 ‚Metrics‘, die bei der Anwendung des AQEM-Programms berechnet werden, wurden 45 ausgewählt, die unter anderem die ‚funktionalen Gruppen‘ (Ernährungstypen, Strömungspräferenz, Längsverteilung, Habitatpräferenz) enthalten, sowie u. a. die Taxazahl, Diversität und den EPTCOM-Index. Von diesen ‚Fauna-Metrices‘ korrelierten die Anzahl der Taxa, der Anteil der EPT-Zönose, der EPTCOM-Index und der Anteil der

Phytalbewohner signifikant. Der Erklärungsanteil – gemessen als Bestimmtheitsmaß  $R^2$  – beträgt maximal 0,44 und minimal 0,19. Das Bestimmtheitsmaß, bzw. der Erklärungsanteil steigt mit der Verkleinerung der Betrachtungsebene, bzw. mit Abnahme der Aggregation. Für die ‚Hauptparameter‘ liegt er im Mittel bei 25 %, für die ‚funktionalen Einheiten‘ bei 34 % und für die ‚Einzelparameter‘ bei 36 %.

Die Parameter ‚Sohle‘ und ‚Ufer‘ sowie die ‚Gesamtbewertung‘ korrelieren insbesondere mit der Anzahl an Taxa und dem Anteil der sensitiveren EPTCOM-Taxa.

Der Anteil der Phytalbewohner korreliert mit der Bewertung des Ufers: Mit einer zunehmend schlechteren Bewertung des Ufers nimmt der Anteil der Bewohner auf Makrophyten oder in Moosen zu. Der Anteil der EPT-Taxa nimmt mit einer zunehmend schlechteren Bewertung der Sohle ab (Tab. 5.17).

Tab 5.17: Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die aggregierten ‚Hauptparameter‘ der Gewässerstrukturkartierung. Fett markiert sind signifikante Korrelationen auf einem Niveau von  $p < 0,05$ .

Metric	Hauptparameter Struktur	R	$R^2$	t(N-2)	p-level
Anzahl Taxa	Sohle	-0,51	0,26	-3,301	<b>0,002</b>
	Ufer links	-0,49	0,24	-3,092	<b>0,004</b>
	Ufer rechts	-0,49	0,24	-3,168	<b>0,003</b>
	Ufer gesamt	-0,54	0,29	-3,550	<b>0,001</b>
	Land	-0,11	0,01	-0,611	0,546
	Gesamtbewertung	-0,44	0,19	-2,726	<b>0,010</b>
Anteil Phytalbewohner [%]	Sohle	0,24	0,06	1,376	0,179
	Ufer links	0,49	0,24	3,104	<b>0,004</b>
	Ufer rechts	0,30	0,09	1,772	0,086
	Ufer gesamt	0,49	0,24	3,111	<b>0,004</b>
	Land	0,16	0,03	0,929	0,360
	Gesamtbewertung	0,29	0,09	1,719	0,096
Anteil EPT [%]	Sohle	-0,45	0,20	-2,817	<b>0,008</b>
	Ufer links	-0,14	0,02	-0,782	0,440
	Ufer rechts	-0,36	0,13	-2,150	<b>0,039</b>
	Ufer gesamt	-0,12	0,02	-0,688	0,497
	Land	-0,04	0,00	-0,206	0,838
	Gesamtbewertung	-0,36	0,13	-2,117	<b>0,042</b>
Anteil EPTCOM [%]	Sohle	-0,53	0,29	-3,515	<b>0,001</b>
	Ufer links	-0,53	0,28	-3,440	<b>0,002</b>
	Ufer rechts	-0,54	0,29	-3,543	<b>0,001</b>
	Ufer gesamt	-0,56	0,31	-3,738	<b>0,001</b>
	Land	-0,17	0,03	-0,947	0,351
	Gesamtbewertung	-0,48	0,23	-3,058	<b>0,005</b>

Hinsichtlich der Aggregationsebene ‚funktionale Einheiten‘ korrelieren die ‚Fauna-Metries‘ Taxazahl und EPTCOM-Index mit Erklärungsanteilen von 28-38 %. Mit zunehmend schlechterer Bewertung der funktionalen Einheiten nimmt die Anzahl der Taxa ab (Tab. 5.18). Auf Ebene der ‚Einzelparameter‘ – für die Korrelationen wurde der Index verwendet – korrelieren von den 45 getesteten ‚Fauna-Metries‘ die Anzahl der Taxa und der EPTCOM-Index (Tab. 5.19). Korrelierende ‚Einzelparameter‘ der Strukturgütekartierung bewerten insbesondere die Sohlstrukturen, das Ufer, die Breitenvarianz und das Längsprofil. Eine Verschlechterung der Bewertung der Parameter Breitenvarianz, besondere Lauf-, Sohl- und Uferstrukturen ist signifikant mit einem Rückgang des prozentualen Anteils der EPTCOM-Taxa an der Zönose korreliert ( $R^2$  liegt zwischen 33 und 44 %).

Tab 5.18: Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die ‚funktionalen Einheiten‘ der Strukturkartierung. Dargestellt sind nur die signifikanten Korrelationen ( $p < 0,05$ ).

Metric	Fkt. Einheiten der Strukturgüte	R	R <sup>2</sup>	t(N-2)	p-level
Anzahl Taxa	nat. Längsprofil	-0,56	0,31	-3,759	0,001
	Längsprofil gesamt	-0,53	0,28	-3,499	0,001
	Profilform	-0,57	0,33	-3,889	<0,001
	Art u. Verteilung Substrate	-0,58	0,34	-4,001	<0,001
	Sohlenstruktur	-0,58	0,33	-3,936	<0,001
	Uferstruktur	-0,56	0,31	-3,718	0,001
Anteil EPTCOM [%]	nat. Längsprofil	-0,61	0,38	-4,325	<0,001
	Längsprofil gesamt	-0,58	0,33	-3,914	<0,001
	Profilform	-0,58	0,34	-3,981	<0,001
	Art u. Verteilung Substrate	-0,60	0,37	-4,225	<0,001
	Sohlenstruktur	-0,59	0,35	-4,107	<0,001
	Uferstruktur	-0,59	0,35	-4,110	<0,001

Tab 5.19: Ergebnis des Spearman-Rangkorrelationstests, sowie das Bestimmtheitsmaß für die Einzelparameter der Strukturkartierung. Dargestellt sind nur die signifikanten Korrelationen ( $p < 0,05$ ).

Metric	Indexparameter Strukturgüte	R	R <sup>2</sup>	t(N-2)	p-level
Anzahl Taxa	3.4 Breitenvarianz	-0,65	0,42	-4,735	<0,001
	HP 4 Sohlenstruktur	-0,58	0,33	-3,945	<0,001
	HP 5 rechtes Ufer	-0,59	0,35	-4,113	<0,001
Anteil EPTCOM [%]	1.4 bes. Laufstrukturen	-0,60	0,36	-4,198	<0,001
	HP 2 Längsprofil	-0,55	0,30	-3,673	0,001
	3.4 Breitenvarianz	-0,66	0,44	-4,903	<0,001
	4.4 bes. Sohlstrukturen	-0,58	0,33	-3,927	<0,001
	HP 4 Sohlstrukturen	-0,60	0,36	-4,212	<0,001
	5.3 bes. Uferstrukturen	-0,59	0,34	-4,026	<0,001
	HP 5 rechtes Ufer	-0,62	0,38	-4,401	<0,001

### 5.3.3 Landnutzung im Einzugsgebiet

Der Anteil der Nutzungen Wald (Forst, Laub-, Mischwald), Urbanisation (Besiedlung und Industrie), Acker und Grünland etc. im gesamten Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen wurde berechnet. Eine Ordination mit den Artenlisten der Referenzgewässer und der urbanen Gewässerabschnitte sollte zeigen, ob der Anteil einer bestimmten Nutzung im Einzugsgebiet zu einer Gruppierung von Probestellen führt und welche Arten dafür verantwortlich sind.

Für die Darstellung (Abb. 5.23) wurden lediglich Nutzungen mit einem Korrelationskoeffizienten  $> 0,28$  bzw.  $< -0,28$  ausgewählt. Der Erklärungsanteil an der Verteilung der Taxozönose, den die Nutzung im Einzugsgebiet einnimmt, liegt bei 28 %. Die Nutzungen Misch-, Laub- und Nadelforst bilden ein Dreieck, das der Nutzung Urbanisation (Siedlung und Industrie) gegenüber steht. Etwa zwei Drittel der urbanen Probestellen liegen in der Nähe des Gradienten, der einen hohen Anteil an Bebauung im Einzugsgebiet darstellt. Ein Drittel der urbanen Probestellen hat einen hohen Anteil Mischwald im Einzugsgebiet und zeichnet sich durch das gemeinsame Auftreten der Trichoptera-Gruppe *Sericostoma flavicorne/personatum* aus. Die Ephemeroptera-Familie Leptophlebiidae, die Arten *Habrophlebia lauta* und *Ecdyonurus venosus* liegen in dem Dreieck, welches durch die Umweltvariablen ‚Nadelforst‘ und ‚Laubwald‘ aufgespannt wird. In diesem Dreieck liegen die Referenzstellen. Die Trichopteren *Chaetopteryx villosa* und *Halesus radiatus* zeichnen sich durch eine enge Assoziation mit dem Laubwaldanteil im Einzugsgebiet aus.

Die Referenzprobestellen, die sich vorwiegend durch einen hohen Anteil an Laubwald oder Nadelforst im Einzugsgebiet auszeichnen, sind nicht völlig frei von anthropogenen Einflüssen: Der Anteil an Grünland im Einzugsgebiet nimmt ebenfalls in Richtung der Referenzprobestellen zu.

Die Korrelationskoeffizienten zu der Redundanzanalyse sind in Tabelle 5.20 aufgelistet. Mit 54 % führt der Korrelationskoeffizient für ‚Laubwald‘ die Liste an, gefolgt von den Korrelationskoeffizienten für Nadelforst (41 %) und Mischwald auf der zweiten Achse (38 %).

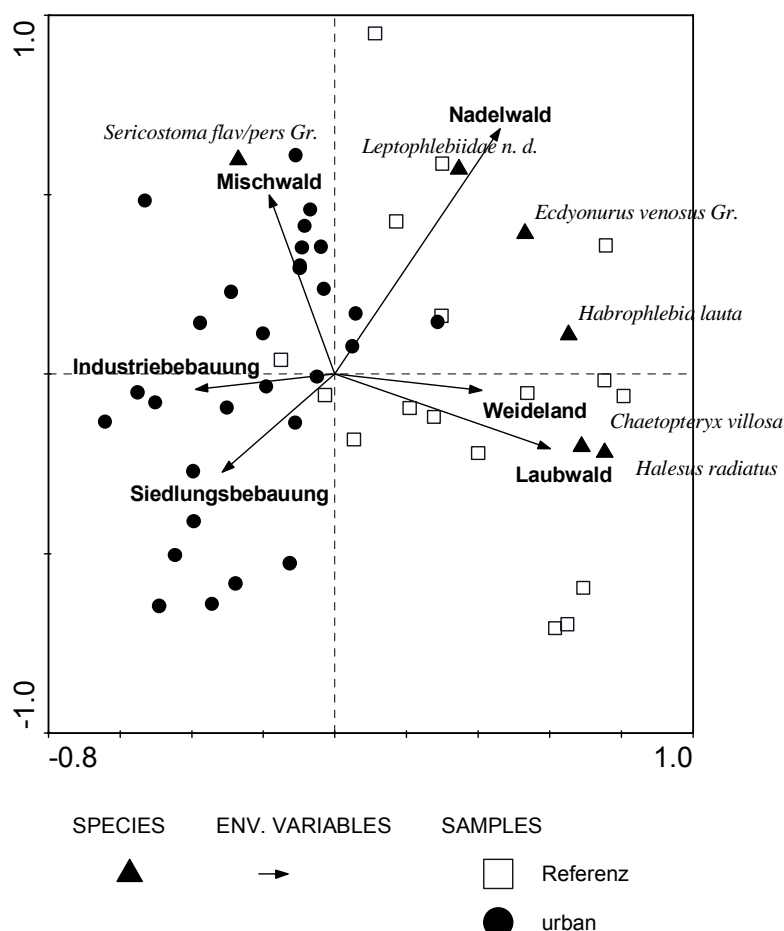


Abb. 5.23: RDA-Plot mit CANOCO® für die Nutzung im Einzugsgebiet. Dargestellt sind nur die Umweltvariablen, für die ein Korrelationskoeffizient  $< -0,28$  oder  $> 0,28$  errechnet wurde und die Taxa, die einen Erklärungsanteil  $> 43\%$  an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen. Korrelationskoeffizienten in Tab. 5.20.

Tab. 5.20: Korrelationskoeffizienten für die Redundanzanalyse mit den prozentualen Anteilen der Landnutzung als Umweltvariablen. Fett markiert sind Korrelationskoeffizienten  $> 0,3$  und  $< -0,3$  mit der 1. Achse.

Nutzung	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Laubwald	<b>0.5376</b>	-0.1573	0.1082	-0.4894
Mischwald	-0.1636	0.3776	0.5509	-0.2154
nat. Grassland	-0.1669	0.0904	-0.2703	-0.0339
Auengewässer	-0.2130	0.0679	0.1888	-0.2741
Nadelforst	<b>0.4124</b>	0.5172	-0.4205	0.0514
Weideland	<b>0.3662</b>	-0.0345	0.3569	0.4847
Siedlungsbebauung	-0.2806	-0.2065	0.1133	0.1762
Industriebebauung	<b>-0.3473</b>	-0.0319	0.3061	-0.0326

Bei Betrachtung der drei Aggregationsebenen der Gewässerstrukturgütekartierung ergibt sich tendenziell eine leichte Abnahme des Erklärungsanteils der Morphologie-Parameter mit zunehmendem Aggregationsniveau. Um die Frage zu klären, ob der Anteil der Landnutzung innerhalb unterschiedlicher

Betrachtungsebenen verschiedene Erklärungsanteile an der Verteilung der Fauna hat, wurden für drei verschieden große Abschnitte oberhalb einer Probestelle die Nutzungsanteile berechnet. Innerhalb des ‚Buffers‘ (siehe Kapitel 3.1.1) wurde für einen 500 m Abschnitt, einen 1000 m Abschnitt und einen Gewässerkorridor, der das ganze Einzugsgebiet einschließt, die Landnutzung GIS-gesteuert berechnet. Auf Grund unterschiedlicher Datenlagen konnten hierbei nur die urbanen Probestellen des Ruhreinzugsgebiets berücksichtigt werden (siehe Anhang A 5).

Für die Nutzungsanteile von ‚Urbanisation‘ und ‚Gehölze‘ wurde dann eine Spearman-Rangkorrelation mit den 45 ausgewählten ‚Fauna-Metrices‘ durchgeführt (Tab. 5.21). Die Erklärungsanteile – gemessen als Bestimmtheitsmaß  $R^2$  – liegen zwischen 22 und 41 %. Es korreliert der Buffer 0 - 500 m oberhalb einer Probestelle und der Gewässerkorridor; für den Buffer 500 - 1000 m oberhalb der Probestelle ergeben sich keine signifikanten Korrelationen.

Hervorzuheben ist der Rückgang der xylophagen Taxa mit steigendem Urbanisationsgrad. Die strömungsindifferenten Taxa erfahren eine Zunahme mit steigendem Urbanisationsgrad; eine Abnahme hingegen mit zunehmendem Gehölzanteil im Umfeld. Im Gewässerkorridor, der das ganze Einzugsgebiet oberhalb der Probestelle einschließt, korreliert der Anteil der EPTCOM-Taxa negativ mit dem Urbanisationsgradienten im Einzugsgebiet. Das Bestimmtheitsmaß liegt für den Buffer 0 – 500 m oberhalb einer Probestelle im Mittel bei 0,34; für den Gewässerkorridor bei 0,26 und somit im Mittel etwas höher im Nahbereich der Probestelle.

Tab. 5.21: Ergebnisse des Spearman-Rangkorrelationstests für ausgewählte Fauna-Metrices mit den drei Gewässerabschnitten, für die die Nutzungsanteile ‚Urbanisation‘ und ‚Gehölze‘ berechnet wurden. Im unteren Teil der Tabelle ist das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  dargestellt.

	500 m		1000 m		Gewässerkorridor	
	% urban	% Gehölze	% urban	% Gehölze	% urban	% Gehölze
Strömungsindifferent [%]	<b>0,64</b>	<b>-0,55</b>	0,41	-0,28	0,32	0,12
Xylophage [%]	<b>-0,56</b>	0,30	-0,27	0,12	-0,13	-0,16
EPTCOM-Index	0,19	-0,23	0,01	0,01	<b>-0,47</b>	0,01
$R^2$						
Strömungsindifferent [%]	<b>0,41</b>	<b>0,30</b>	0,17	0,08	0,11	0,01
Xylophage [%]	<b>0,32</b>	0,09	0,07	0,01	0,02	0,03
EPTCOM-Index	0,04	0,05	0,00	0,00	<b>0,22</b>	0,00

### 5.3.4 Zusammenfassung von Kapitel 5.3

- Die Ausprägung der Mikrohabitate beeinflusst die Verteilung der Wirbellosenfauna, so dass es zu einer Abtrennung der urbanen Probestellen von den Referenzprobestellen kommt. Der Erklärungsanteil der Mikrohabitate an der Verteilung der Fauna liegt bei 40 %. Die urbanen Probestellen zeichnen sich durch ein Fehlen von Totholz und damit sensitiver Arten wie z. B. *Halesus digitatus* aus; der Anteil an Feinmaterial und Algenaufwuchs ist an den Probestellen mit der Umfeldnutzung ‚Urbanisation‘ erhöht.
- Die Verteilung der Fauna spiegelt die Einschätzung der ökologischen Qualität durch die Gewässerstrukturkartierung (GS) wider. Der Erklärungsanteil der in der GS-Kartierung erhobenen Parameter an der Fauna-Verteilung beträgt dabei maximal 44 % auf Ebene der Indexkartierung und 31 % für die aggregierten Hauptparameter.
- Die GS-Parameter ‚Sohlenstruktur‘ und ‚Uferstruktur‘ und die ‚Fauna-Metrices‘ Taxazahl und EPTCOM-Index zeichnen sich durch die häufigsten (negativen) Korrelationen aus.
- Der Erklärungsanteil der GS-Bewertung steigt mit Verkleinerung der Betrachtungsebene, von der zusammenfassenden Hauptparameterbewertung bis zur Habitatbewertung.
- Die Anteile der anthropogenen Nutzungen im Einzugsgebiet haben 28 % Erklärungsanteil an der Verteilung der Fauna. Sensible Köcherfliegen wie *Chaetopteryx villosa* sind mit dem Anteil an Laubwald im Einzugsgebiet assoziiert.
- Korrelationen mit den Fauna-Daten und den Nutzungsanteilen von ‚Urbanisation‘ und ‚natürliche Gehölze/Wald‘ in drei Korridoren oberhalb der Probestellen (500 m – 1000 m – Gewässerkorridor) ergeben leicht höhere Erklärungsanteile der Nutzung im Nahbereich der Probestelle. Mit steigendem Grad der Urbanisation sinkt der Anteil der Xylophagen und der EPTCOM-Taxa.



## 5.4 Diskussion

### 5.4.1 Ausprägung der Schädigung ‚Urbanisierung‘

Zunächst soll diskutiert werden, ob sich morphologische Schädigungen durch Urbanisierung abgrenzen lassen von anderen, ähnlichen anthropogenen Eingriffen. Ein Vergleich der Taxozönosen der als Untersuchungsgewässer gewählten urbanen Gewässerabschnitte mit den im Ruhreinzugsgebiet beprobten Gewässerabschnitten in landwirtschaftlicher Nutzung zeigte, dass Ähnlichkeiten innerhalb der Invertebraten-Gemeinschaft bestehen. Die landwirtschaftlich geprägten Probestellen zeichnen sich durch ein erhöhtes Vorkommen von Weidegängern aus (*Habrophlebia lauta*, *Oreodytes sanmarki*, *Goera pilosa*) und durch verstärktes Auftreten von *Atherix ibis*, die mit Totholz assoziiert ist. Letzteres mag darauf zurückgeführt werden, dass an Gewässern in Grünlandnutzung häufig noch Baumgruppen oder Einzelbäume vorhanden sind.

In der Literatur gibt es zahlreiche Beispiele, die von urban geprägten Gewässern sprechen (ELLIOT 1996, DOYLE et al. 2000, ROY et al. 2003), jedoch fällt in urbanen Räumen die Trennung zwischen morphologischen Schädigungen und chemischen oder hydraulischen durch Abwassereinleitungen schwer (WICHERT 1995, BOOTH & JACKSON 1997, MILNER & OSWOOD 2000). WALSH et al. (2001) stellten eine deutliche Schädigung der Zönose durch Urbanisierung fest, konnten jedoch für die verbleibenden Taxa keine Spezialisierung auf urbane Gewässerabschnitte nachweisen.

### 5.4.2 Ausprägung der Fließgewässertypen

„ Es ist einleuchtend, dass grosse Flüsse und schäumende Gebirgsbäche ihren Bewohnern völlig verschiedene Lebensbedingungen bieten, und dass sie daher auch von ganz verschiedenen Organismen bevölkert sind.“ (WESENBERG-LUND 1943)

In naturnahen Gewässern bildet sich entsprechend der Höhenlage eine Invertebraten-Lebensgemeinschaft aus (SANDIN 2003). CARTER et al. (1996) beschreiben eine Zunahme der Ordnungen Oligochaeta, Crustacea und der Dipteren-Familie Chironomidae mit abnehmender Höhenlage des Gewässers. Einige Taxa sind auf die in großen Höhen gelegenen kalten, schnell

strömenden Bäche beschränkt, wie z. B. *Baetis tricaudatus* (CARTER et al. 1996), *Baetis alpinus* (SCHMEDTJE & COLLING 1996), *Prosimulium rufipes* (ILLESOVA et al. 2000). In der vorliegenden Untersuchung trennten sich die Gewässerabschnitte, die unterhalb einer Höhe von 200 m ü. NN liegen, deutlich von denen höherer Lagen. Bei 200 m über NN liegt die Grenze zwischen Ökoregion 9 (Zentrales Mittelgebirge) und Ökoregion 14 (Zentrales Flachland) (ILLIES 1978).

Die beprobten Gewässer liegen in Ökoregion 9, dennoch sinkt die Höhenlage insbesondere in den Flussauen der Lenne und Ruhr unter 200 m. Insbesondere die Elbsche, die kurz vor ihrer Mündung in die Ruhr beprobt wurde, liegt damit schon im Bereich der Fließgewässerlandschaften des Flach- und Hügellandes (BRIEM 2003), in der Aue der Ruhr.

Bereits die FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993 in BRAUKMANN 1998) beschrieb besondere Bedingungen in Gewässern, die im Einfluss des Rheinstromes und seiner Aue liegen. Sie definieren den Typ des Schwemmfächerbaches, der im Bergland entspringt und dann über den eigenen oder den Schwemmfächer eines benachbarten Flusses in die Ebene fließt. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Bäche des Typs 5 unterhalb von 200 m zeigen offensichtlich viele gemeinsame Merkmale innerhalb der Taxozönose mit den Flüssen dieser Untersuchung; sie liegen bereits in der Aue der Flüsse Ruhr, Lenne und Hönne. Eine ‚bottom-up‘-Validierung der Gewässertypausweisung kann in diesen speziellen Fällen nicht erfolgen; denkbar wäre eine Überprüfung der Ausweisung als ‚Ökoregion unabhängiger Typ‘, so wie es für die Typen 11, 12, 19 und 21 erfolgte (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Für die hier untersuchten Gewässer ist die Höhenlage ein indirektes Verbindungsglied.

Fließgewässertypen können auf verschiedene Weisen voneinander abgegrenzt werden: Bei einer vorhergehenden Betrachtung der verfügbaren abiotischen Daten (dazu gehören Morphologie, Geochemie, Höhe über NN, Fließgewässerbreite und Hydrologie) mittels Kartenmaterial spricht man von der ‚top-down‘-Ausweisung von Fließgewässertypen; wenn man über ökologische Analysen bestimmte Organismen-Gemeinschaften für bestimmte Fließgewässertypen findet und diese als typisch für den Gewässertyp definiert, so ist es der ‚bottom-up‘-Weg (HERING et al., 2003).

Ausgehend von der Annahme, dass morphologisch veränderte Gewässer einer typspezifischen Fauna entbehren, war für die vorliegende Untersuchung zu erwarten, dass die Probestellen nicht in Typ 5 und 9 differenzieren. Sowohl natürliche als auch anthropogene Einflüsse wurden bisher als gewässertypüberprägend beschrieben: AHN (2002) wies nach, dass Höhenlage, Gefälle, Gewässergröße und Geologie des Einzugsgebiets durch den zönoseprägenden Faktor ‚Hydrologie‘ überdeckt werden können: Temporäre Gewässer des Tieflandes und des Mittelgebirges zeigten einen gemeinsamen Artenpool bestehend aus Opportunisten. Für die Fischfauna in Tieflandbächen konnte FRENZ (2000) nachweisen, dass anthropogene Belastungen zu einer gesonderten Gruppierung von Gewässerstrecken führen können, die sich dann hinsichtlich der Zusammensetzung der Fischzönose von naturnahen Strecken unterscheiden.

Für naturnahe Gewässer wird angenommen, dass spezielle Arten einen Unterschied zwischen Gewässern verschiedener Größe und Geologie repräsentieren (HERING et al. 2003). Einige Untersuchungen zeigen eine deutliche Abhängigkeit der Ausbildung von Invertebraten-Gemeinschaften von geografischen und regionalen Faktoren: SANDIN (2003) fand über Clusteranalysen und Ordination für Schweden zwölf Gruppen von Zönosen, die sich auf Grund von Meereshöhe, Strömungsverhältnissen und Geochemie der Bäche bildeten. Der Autor untersuchte Gewässer, die weitgehend frei von anthropogenen Schadeinflüssen waren. Untersuchungen von FELD (2003) an Tieflandbächen zeigen, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet einen starken Einfluss auf die Mikrohabitatverteilung und damit auf die Taxozönose hat. Da die Mikrohabitatverteilung typologierelevant ist, hat somit die Landnutzung eine typologieprägende Wirkung, die sie aber in dem Maße nicht haben sollte (FELD 2003).

Für die vorliegende Untersuchung musste die Annahme, dass typspezifische Invertebraten auf Grund morphologischer Schädigungen ausfallen, revidiert werden: Die differenzierenden Taxa sind – zwar in geringeren Artenzahlen – vorhanden und führen zur Aufspaltung in Typ 5 und 9. Ausschlaggebend für eine Zuordnung zu Gewässern verschiedenen Typs oder verschiedener Ökoregionen sind die Vertreter der EPT-Zönose (LI et al. 2001). Die Zahl der für die Unterschiede verantwortlichen EPT-Taxa ist an den untersuchten ur-

banen Gewässern im Ruhreinzugsgebiet zwar geringer, aber dennoch sind sie vorhanden (z. B. *Athripsodes albifrons*, Tab. 5.11, *Oulimnius tuberculatus*, Tab. 5.5).

### 5.4.3 Defizite durch ‚Urbanisierung‘

#### 5.4.3.1 Diversität und funktionale Gruppen des Makrozoobenthos

Die Invertebraten-Zönose ist auf ein Gleichgewicht zwischen der allochthonen Versorgung durch das terrestrische Umfeld und der autochthonen Versorgung basierend auf gewässerinternen Strukturen angewiesen. Veränderungen im Einzugsgebiet können die Balance stören (CUMMINS & KLUG 1979). Australische Untersuchungen bezeichnen ‚Urbanisation‘ als die größte Bedrohung für die Biodiversität von Gewässern (CHESSMAN & WILLIAMS 1999). Die Diversität an Probestellen mit urbanem Charakter war in den Untersuchungen der Autoren deutlich eingeschränkt (CHESSMAN & WILLIAMS 1999). Signifikante Unterschiede in der Diversität bestehen auch in der vorliegenden Untersuchung für die urbanen Gewässerabschnitte im Vergleich zu den naturnahen.

Untersuchungen von ROY et al. (2003) konnten zeigen, dass einzelne Gilden eine deutlichere Beeinflussung durch Nutzungen landwirtschaftlicher oder urbaner Art im Einzugsgebiet erfahren: Die Dichten der Weidegänger, Filtrierer und Detritusfresser nahmen mit zunehmendem Siedlungsanteil stark ab. In der vorliegenden Untersuchung zeigte sich der Anteil der Phytalbewohner in den urbanen Gewässerabschnitten gegenüber dem an den Referenzgewässern stark erhöht. Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass anthropogene Eingriffe an Fließgewässern, insbesondere das Entfernen der Ufergehölze, zu einem Anstieg der Entwicklung von Wasserpflanzen und der damit assoziierten Organismen führt, die in ihrem Lebenszyklus auf Wasserpflanzen angewiesen sind, z. B. Simuliidae bei der Eiablage (TIMM 1990, TIMM 1995, RÜHM 1998A und 1998B). Das Auftreten zweier in NRW gefährdeter Trichoptera-Arten und typischer Bewohner pflanzenreicher Bäche, *Notidobia ciliaris* und *Beraeodes minutus*, führte GRUNAU (2003) auf die fehlende Beschattung an einem gehölzfreien Bach in Grünland-Nutzung zurück.

Der Anteil der Sedimentfresser ist an den urbanen Gewässerabschnitten signifikant höher als an den Referenzstellen. PODRAZA (1996) stellte signifi-

kante Unterschiede für die Sedimentfresser oberhalb und unterhalb von Einleitungsstellen aus der Mischwasserkanalisation fest. Unterhalb der Einleitungen war der Anteil der Sedimentfresser deutlich erhöht. Die Autorin führte dies auf das erhöhte Nahrungsangebot durch die aus der Kanalisation eingebrachten Feststoffe zurück. Zwar wurden für alle in der vorliegenden Untersuchung ausgewählten Probestellen mit Umfeldnutzung ‚Urbanisation‘ Kläranlagen und Einleitungen in einem Abstand von mind. 500 m oberhalb der Messstelle ausgeschlossen, jedoch sind Mischwassereinleitungen ein flächendeckendes Problem und können für kein Fließgewässer im Ruhreinzugsgebiet ausgeschlossen werden (PODRAZA 1996). Verstärkte Sedimentation wird als Grund für den Ausfall netzspinnender Trichopteren (*Hydropsyche spec.*) gesehen (OSBORNE & HERRICKS 1987). In den urbanen Gewässerabschnitten der vorliegenden Untersuchung sind die Anteile der passiven Filtrierer, zu denen netzbauende Trichopteren gehören, signifikant geringer als an den Referenzstellen.

Der EPTCOM-Index, der den prozentualen Anteil aller sensitiven Ordnungen des Makrozoobenthos umfasst, zeigt an den urbanen Probestellen signifikant geringere Werte als an den Referenzstellen. Diese Beobachtung deckt sich mit denen von CHESSMAN & WILLIAMS (1999), die einen Rückgang sensibler Familien der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in urban genutzten Bächen und einen Rückzug dieser Taxa in kleine Bäche im ungestörten Umland verzeichneten.

#### 5.4.3.2 Defizite im Arteninventar

In anthropogen unbelasteten Regionen, wie z. B. in Schweden, bilden sich Invertebraten-Zönosen entsprechend der Strömungspräferenz, Höhen- und Breitengradverteilung und Säuretoleranz der Taxa aus (SANDIN 2003). Es ist davon auszugehen, dass eine Urbanisierung des Einzugsgebiets zu einer Umbildung der natürlichen Zönose führt, oder zumindest zu einem Ausfall einzelner Taxa.

Studien in den U.S.A. (ROY et al. 2003) deckten eine starke negative Korrelation zwischen dem steigenden Anteil an Urbanisation im Einzugsgebiet und dem Artenreichtum, sowie dem Anteil der EPT-Zönose auf. Einzelne Taxa, die an besondere Habitate gebunden sind, wurden in der Studie als Indikatoren hervorgehoben: *Ephemera spec.*, *Cheumatopsyche spec.* und *Isoperla*

*spec.* waren in höheren Zahlen nur an den qualitativ hochwertigeren Probestellen zu finden, nicht an denen im urbanen Bereich. Die Autoren beschrieben die Auswirkungen von zunehmender Urbanisierung im Einzugsgebiet als eine Verschiebung von artenreichen zu artenärmeren Zönosen mit einem Schwerpunkt an toleranten Makroinvertebraten. *Cheumatopsyche spec.* wurde in der vorliegenden Untersuchung ebenfalls nur an den Referenzstellen gefunden. Insbesondere der erhöhte Sedimenttransport bei Hochwasser und das zeitweise Auftreten von Verschlämmung in Trockenzeiten seien für das Fehlen sensibler Arten in urbanen Gewässern verantwortlich. Dabei spielte in den Untersuchungen die Einzugsgebietsgröße keine Rolle (ROY et al. 2003).

ELLIOTT et al. (1996) zeigten, dass einige weniger tolerante Taxa unterhalb eines Ballungsraums in geringeren Abundanzen gefunden wurden, dazu gehörten *Caenis spec.*, *Pisidium spec.* und *Simulium spec.*, sowie die Familie der Ceratopogonidae. Die Autoren führten letzteres auf das Fehlen von bachbegleitender Ufervegetation unterhalb des Ballungsraums zurück. Neben den erhöhten hydraulischen Belastungen und der Begradigung sei das Fehlen der Ufervegetation der wichtigste Belastungsfaktor urbaner Räume.

In etlichen Studien liegt der Fokus auf den drei Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-Zönose), was nicht zuletzt – im Gegensatz zu den Diptera – durch ihre Bestimmbarkeit bis auf Artniveau und die Kenntnis ihrer ökologischen Ansprüche bedingt ist. Auch scheint dieser Anteil der Invertebraten-Zönose „genug Antworten auf die vielen Fragen zu geben, die sich im Zusammenhang mit Gewässer-Renaturierung stellen“ (GILLER & MALMQVIST 1998). In der vorliegenden Untersuchung zeigte der Mann-Whitney-U-Test, dass sich die urban veränderten Gewässerabschnitte hinsichtlich der Trichoptera signifikant von den Referenzstellen unterscheiden. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten auch HURYN et al. (2002), die die Wirbellosenzönose in Blattlaubpaketen von Waldbächen mit der von urbanen Gewässern verglichen: Der Anteil der Zerkleinerer und ihre taxonomische Zusammensetzung war in urbanen Gewässern verändert: Die Zerkleinerer gehen in der Individuenzahl zurück und statt Steinfliegen (z. B. *Tallaperla maria*) erfüllen Dipteren (*Tipula abdominalis*) die Funktion als Zerkleinerer.

Bei vergleichenden Emergenzstudien zwischen einem naturnahen Waldbach im Tiefland und einem Wiesenbach, bei dem die Ufergehölze vollständig entfernt wurden und die Ufer befestigt waren, zeigte sich ein deutlicher Artenrückgang für die Angehörigen der EPT-Zönose (BÖTTGER et al. 1987). Insbesondere bei den Trichopteren traten einige der zehn gefundenen Arten an der naturfernen Stelle nur als Einzelfunde auf. Wurden diese Einzelfunde nicht berücksichtigt, so stellten die Autoren bei der Berechnung des Ähnlichkeitsquotienten nach Sørensen eine Übereinstimmung von 17 % zwischen der naturnahen und der naturfernen Probestelle fest. Der Waldbach-Bewohner *Halesus digitatus* wurde nur an der beschatteten naturnahen Probestelle gefunden (BÖTTGER et al. 1987). Auch in der vorliegenden Untersuchung zeichnet sich diese Trichoptere durch eine enge Assoziation zu Laubwald aus (vgl. Abb. 5.23).

Es folgen ökologische Aspekte einzelner, an besondere Habitate gebundener Trichoptera, deren Abundanz an den urbanen Gewässerabschnitten deutlich geringer ist:

### **Brachycentridae**

Die beiden *Brachycentrus*-Arten, *Brachycentrus subnubilus* und *B. maculatum* (ehemals *Oligoplectrum maculatum*) kommen nur an den Referenzstellen des Gewässertyps 9 vor. *B. subnubilus* ist eine typische Art für den Bach-Unterlauf (PITSCH 1993). Die beiden *Brachycentrus*-Arten sind Filtrierer, die mittels der langen Borsten an den Hinterbeinen Futterpartikel aus der fließenden Welle aussieben (WARINGER & GRAF 1997). *Micrasema*-Arten gelten als Aufwuchsfresser („Scraper“), die epilithische Algen von den Steinen „abnagen“ (WARINGER & GRAF 1997). Die Tiere kommen vereinzelt an urbanen Gewässerabschnitten vor. *Micrasema minimum* und *M. longulum* werden als typische Bewohner rasch fließender Bergbäche beschrieben (SCHMEDITJE & COLLING 1996), sind also in größeren Zahlen in den Gewässern des Typs 5 zu erwarten. Ihre Zahl ist dennoch auch in den Referenzgewässern dieses Typs gering. Der Beprobungszeitpunkt ist sicher für das geringe Auftreten dieser Tiere ein wesentlicher Faktor; die Beprobung der Gewässer fand im Juli statt. Für *M. longulum* werden Flugzeiten von Mai bis August angegeben

(TOBIAS & TOBIAS 1981). Viele der Tiere waren also zum Probenahmezeitpunkt schon verpuppt oder geschlüpft.

### **Limnephilidae**

Die zu der Unterfamilie der Limnephilinae gehörenden Gattungen *Potamophylax* und *Halesus*, sowie die Art *Anabolia nervosa* wurden in den urbanen Gewässerabschnitten nicht gefunden. Die Tiere sind typische Bewohner von Waldbächen und werden nahrungsökologisch als ‚Zerkleinerer‘ beschrieben (SCHMEDTJE & COLLING 1996, WARINGER & GRAF 1997). Da ihnen in den urbanen Gewässerabschnitten die Nahrungsgrundlage und die Beschattung fehlen, konnten sie dort nicht gefunden werden. Lediglich *Anomalopterygella chauviniana*, *Chaetopteryx villosa* und *Drusus annulatus* kommen auch in mittleren Stetigkeiten an den urbanen Gewässerabschnitten vor. Die drei Arten gelten als häufig (PITSCH 1993).

### **Leptoceridae**

Die drei gefundenen Arten der Gattung *Athripsodes* kommen fast ausschließlich an den Referenzstellen vor. *Athripsodes bilineatus* ist in seiner Verbreitung nicht nur von den Ansprüchen der Larven, sondern auch durch das besondere Paarungsverhalten der adulten Tiere gesteuert: Eine Schwarmbildung findet an besonnten, durch einen lückigen Erlensaum gekennzeichneten Gewässerabschnitten statt (EHLERT 2000). In der Vergangenheit war diese Leptoceriden-Art daher auch nur von größeren Flüssen bekannt, wo es nicht mehr zu einem vollständigem Kronenschluss der Bäume kommt; nach der Entfernung der Ufergehölze an vielen kleinen Bächen ist die Art nun auch im Oberlauf von Fließgewässern zu finden (EHLERT et al. 1999). Die Weibchen suchen strömungsberuhigte Zonen mit Sonnenlichteinfall zur Eiablage auf (EHLERT et al. 1999). In urbanen Gewässerabschnitten sind fehlende Stillwasserpools bzw. das Fehlen strömungsberuhigter Zonen der limitierende Faktor für diese Art; zudem fehlt ein Gehölzstreifen fast immer vollständig. Somit finden die adulten Tiere keine Eiablagehabitate.



### **Glossosomatidae**

*Agapetus fuscipes* und *A. ochripes* kommen nur an den Referenzprobestellen vor; ebenso andere, auf Grund ihrer Größe nicht weiter bestimmbare Glossosomatidae. Eine Mehrzahl der Glossosomatidae ist besonders stenök. Dazu gehört auch *Agapetus fuscipes*. In den Untersuchungen von SCHUHMACHER & SCHREMMER (1970) waren die hohen Sommertemperaturen in unbeschatteten Bachabschnitten limitierender Faktor für ein Vorkommen dort; dagegen wurden die Larven in beschatteten Bachabschnitten gefunden. Die urbanen Bachabschnitte sind gehölzfrei und damit unbeschattet, was das vollständige Fehlen dieser Art erklärt. ILLIES (1952) allerdings bezeichnete diese Art als typische Form des Mittellaufs, was aber kein Widerspruch sein muss, da vor 50 Jahren die Mittelläufe vieler Bäche noch beschattet waren.

### **Philopotamidae**

Vertreter der Philopotamidae sind vorwiegend an den naturnahen Referenzstellen gefunden worden. Die Filtrierer von FPOM sind zum Abweiden ihrer feinmaschigen Netze mit einer Labrumsbürste an der Oberlippe ausgestattet. Sie bauen ihre Netze auf Grund der kleinen Maschenweite in weniger strömungsexponierten Bereichen unter Steinen oder in den obersten Schichten des Lückenraumsystems (WARINGER & GRAF 1997). Daher sind die Tiere in urbanen Gewässerabschnitten durch zwei Faktoren limitiert: Die häufig gleichmäßig starke Strömung und – im Falle einer Strömungsverlangsamung – die starke Sedimentation. SANDIN (2003) beschreibt *Philopotamus montanus* als verschmutzungsintolerante und säureempfindliche Art, die in Schweden nur in borealen, schnell strömenden Bächen vorkommt.

#### **5.4.3.3 Definition einer ‚Restzönose‘**

Der Vergleich urbaner mit naturnahen Probestellen zeigte eine leicht erhöhte Abundanz an Dipteren und eine signifikante Abnahme an Trichopteren an den urbanen Gewässerabschnitten. Für Taxa, die sowohl an den Referenzstellen, als auch an der überwiegenden Zahl der urbanen Probestellen vorkommen, ist eine gewisse Toleranz gegenüber morphologischen Veränderungen anzunehmen. ELLIOTT et al. (1996) zeigten, dass einige verschmutzungstolerante Makroinvertebraten unterhalb von urbanen Ballungsgebieten

in ihrer Abundanz zunehmen. Dazu gehören *Hydropsyche spec.*, *Baetis tri-caudatus* und Hirudineen. Auch in der vorliegenden Untersuchung wurden z. B. *Hydropsyche siltalai* und *Baetis rhodani* an allen urbanen Probestellen gefunden. Die Individuenzahl von *Baetis rhodani* ist nicht signifikant höher an den urbanen Probestellen. *H. siltalai* kommt in höheren Individuenzahlen an den Referenzstellen vor. Zu aktuellen Publikationen, die eine Liste von Taxa aufführen, die bei zunehmender morphologischer Degradation des Einzugsgebiets und der Gewässerhabitate einen Rückgang zu verzeichnen haben, gehört die Liste von DAVIES et al. (2000): Zu den Taxa, die von verstärkter Sedimentation, Strömungsveränderungen oder Einleitungen profitieren, gehören demnach Oligochaeta, Chironomidae, Simuliidae, und in Einzelfällen Athericidae, Hydropsychidae und Leptophlebiidae.

Die in dieser Untersuchung nach dreimaliger Beprobung mit > 50 % bzw. > 80 % an den urbanen Gewässerabschnitten vorkommenden Taxa zeigen eine Toleranz für morphologische Veränderungen wie sie in urbanen Gewässerabschnitten der Typen 5 und 9 vorkommen. Diese ‚Basiszönose‘ unterschied sich bezüglich der Fließgewässertypen lediglich hinsichtlich eines Taxons. In Bezug auf die zugrunde liegende Annahme dieser Arbeit, dass urbane Gewässer eine verarmte, von Ubiquisten dominierte Zönose beherbergen (PODRAZA et al. 2002), bedeutet dies: a) Die morphologischen Veränderungen der Untersuchungsgewässer erreichten noch nicht ein Maß, in welchem sie gewässertypüberprägend wirken konnten. b) Die hypothetische Zönose (‚Basiszönose‘) könnte das Ausmaß der Verarmung verdeutlichen, dass bei stärkeren Degradationen denkbar ist. c) Die postulierte Artengemeinschaft kann daher als ‚Restzönose‘ für morphologisch veränderte grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsgewässer unabhängig vom Gewässertyp gelten. Tabelle 5.22 stellt die Taxa und ihre Präferenz dar.

PITSCH (1993) bezeichnete *Rhyacophila nubila* als ausgesprochene „Allerweltsart“, die vorwiegend die Unterläufe von schnell fließenden Bächen besiedelt. HAYBACH (1998) beschreibt alle Vertreter der *Ecdyonurus venosus* Gr. als rheobiont, die Gewässer vom Quellbach bis zum Potamal besiedeln. Einzige Voraussetzung für eine Besiedlung ist das Vorhandensein von Hartsubstraten (HAYBACH 1998). Insbesondere in urbanen Gewässerabschnitten im Mittelgebirge werden aus technischen Gründen Steinschüttungen mit

groben Blocksteinen oder Sohlpflasterungen angelegt. Die Beschreibung von *Oulimnius tuberculatus*, dessen Abundanz in urbanen Gewässern nicht erhöht ist, reicht von „gehört zu den am wenigsten gegen Verschmutzung toleranten Elmidae des Bachbenthos“ bis „eurytherm und relativ unempfindlich gegen Wasserverschmutzung“ (SCHMEDTJE & COLLING 1996). Die Eintagsfliegenart *Habroleptoides confusa* wird als sehr euryök beschrieben ohne Strömungspräferenz (SCHMEDTJE & COLLING 1996) und weit verbreitet in Bächen mit bis zu  $\beta$ -mesosaprobeen Verhältnissen (HAYBACH 1998).

In einigen Untersuchungen wird ein Anstieg der Individuenzahlen von Chironomidae mit zunehmender Belastung von Gewässern beschrieben (PODRAZA 1996, ELLIOT et al. 1996, DAVIES et al. 2000, ROY et al. 2003). WALSH et al. (2001) definierten Benthosgemeinschaften für urbane Gewässer in Melbourne, die zu 80 % aus Chironomiden bestanden.

Für Baetidae wurde in der Literatur eine Zunahme der Individuenzahlen bei zunehmender Verschlechterung der Gewässermorphologie beschrieben (ELLIOT 1996), oder zumindest ein Gleichbleiben der Individuenzahlen unterhalb von Belastungen (PODRAZA 1996). In einigen Untersuchungen wurde *Baetis spec.* als schneller Neubesiedler von gestörten Gewässerabschnitten nach einem Hochwasser oder einer experimentellen Störung nachgewiesen (MATTHAEI 1996, 1997A und 1997B). Auf Grund seiner ökologischen Valenz (HAYBACH 1998) ist *Baetis rhodani* sehr gut geeignet, um die Restzönose des Mittelgebirgsbaches zu repräsentieren.

In einer Untersuchung von CLENAGHAN et al. (1998) bildet die Trichoptere *Lepidostoma hirtum* zusammen mit *Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila dorsalis*, *Baetis rhodani* und der Zuckmückenunterfamilie Chironominae die Zönose degradierten Gewässerabschnitte in landwirtschaftlicher Nutzung. Diese Kombination von Taxa in morphologisch degradierten Gewässerabschnitten entspricht der in dieser Untersuchung gefundenen ‚Restzönose‘ urbaner Abschnitte. An Probestellen des Ruhreinzugsgebiets in landwirtschaftlich genutztem Umfeld trat *Lepidostoma hirtum* in signifikant höherer Abundanz auf als in den parallel beprobten naturnahen Probestellen (GRUNAU, mündliche Mitteilung).

Tab. 5.22: Taxa der ‚Restzönose‘ des Typs 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). Reihenfolge durch abnehmendes p bedingt. + signifikante Zunahme, (+) nicht signifikante Zunahme, - signifikante Abnahme, (-) nicht signifikante Abnahme.

	p-level	Zunahme/Abnahme
<b>Rhyacophila nubila (ZETTERSTEDT 1840)</b>	<0,001	+
<b>Radix balthica (LINNAEUS)</b>	<0,001	+
<b>Ecdyonurus venosus Gr.</b>	0,009	-
<b>Limnius spec.</b>	0,011	+
<b>Simulium spec.</b>	0,026	-
<b>Oulimnius tuberculatus (MÜLLER) Ad.</b>	0,030	-
<b>Hydropsyche siltalai DÖHLER</b>	0,089	-
<b>Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)</b>	0,128	(+)
<b>Chironomini n. d.</b>	0,195	(-)
<b>Habroleptoides confusa SARTORI &amp; JACOB</b>	0,227	(-)
<b>Elmis maugetii/aenea Ad.</b>	0,250	(-)
<b>Baetis rhodani PICTET</b>	0,338	(+)
<b>Sericostoma personatum Gr.</b>	0,355	(+)
<b>Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER</b>	0,358	(-)
<b>Elmis spec.</b>	0,592	(+)
<b>Gammarus fossarum KOCH</b>	0,620	(-)
<b>Dicranota spec.</b>	0,650	(-)
<b>Nemoura/Nemourella spec.</b>	0,675	(-)
<b>Tanypodinae n. d.</b>	0,933	(+)
<b>Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)</b>	0,941	(+)
<b>Tanytarsini n. d.</b>	0,955	(-)

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Artengemeinschaft der urbanen Gewässer keine besondere Gemeinschaft mit einer vollkommen neuen Zusammensetzung oder mit speziellen Arten ist, sondern in dieser Komposition auch in naturnahen Gewässern vorkommen kann. Diese Beobachtungen wurden in der Literatur bereits beschrieben. WALSH et al. (2001) stellen fest: „No taxon was uniquely good indicator of the metropolitan group.“

#### 5.4.4 Die Bedeutung des Maßstabs bei der Beurteilung der Taxozönose

Seit etwa zwei Jahrzehnten wird in der Literatur die Bedeutung der Habitate für die Verteilung von Invertebraten-Zönosen diskutiert (TOWNSEND & HILDREW 1984, SCHMUDE et al. 1998, FONSECA & HART 2001). In den letzten Jahren ist die Frage aufgekommen, ob sich Habitatqualität und Gewässermorphologie von verschiedenen Betrachtungsebenen („scale“) aus vorhersagen lassen (TOWNSEND et al. 1997 & 2004).

Gewässerhabitate sind hierarchisch organisiert und steuern damit das Fließgewässer-Ökosystem (FRISSELL et al. 1986). Ein Beispiel für eine solche hie-

rarchische Ordnung führen RICHARDS et al. (1996) an: Fließgewässer-Taxozönosen sind beeinflusst durch den Substrattyp oder die Tiefe von Gewässerpools; ein Gewässerabschnitt wird durch den Anteil an Pools und Riffelstrecken charakterisiert und die Geomorphologie im Einzugsgebiet beeinflusst das Abflussregime (Abb. 5.27).

Auf Einzugsgebietsebene bilden Klima und Geologie dominante Einflussfaktoren, ein einzelnes Gewässer ist von Erosionsprozessen im Flusstal betroffen, ein Gewässerabschnitt wird von anthropogenen Tätigkeiten wie Begrädigungen geprägt, bei der Bildung von Riffel/Pool-Systemen spielt der Eintrag von Sedimenten eine Rolle und Mikrohabitate werden durch Wasserpflanzenwachstum oder Totholzeintrag geformt.

Im BMBF-Projekt MAKEF wurde auf Mikrohabitat-Ebene Protokoll über die mineralische Substratverteilung und den Anteil organischer Habitate (Wurzeln, Holz, Moos, Wasserpflanzen) geführt. Mit der Ebene ‚Reach System‘ (Gewässerabschnitt) ist die Gewässerstrukturkartierung vergleichbar. Auf Ebene des Einzugsgebietes wurden im Rahmen des Projektes GIS-gesteuert Anteile von anthropogenen Nutzungen im Einzugsgebiet errechnet.

In der vorliegenden Untersuchung ergab sich für die Gewässermorphologie-beschreibenden Parameter, denen eine kleinräumige Betrachtungsebene zu Grunde liegt (Mikrohabitat-Parameter der AQEM-Kartierung, Indexparameter der GSG-Kartierung), die beste Erklärung der Verteilung der Fauna ( $R^2$  maximal 0,40 – 0,44). Mit Vergrößerung der Betrachtungsebene nimmt das Bestimmtheitsmaß ab. Im 100 m Abschnitt der Gewässerstrukturkartierung können die aggregierten Hauptparameter ‚Sohle, Ufer, Land‘ 30 % der Fauna-Verteilung erklären. Die Landnutzung im Einzugsgebiet kann die Verteilung des Makrozoobenthos noch zu 28 % erklären. Damit hat die Landnutzung mit ca. 30 % Erklärungsanteil einen deutlichen Einfluss auf die Habitatverteilung und damit indirekt auch auf die Makroinvertebraten-Zönose.

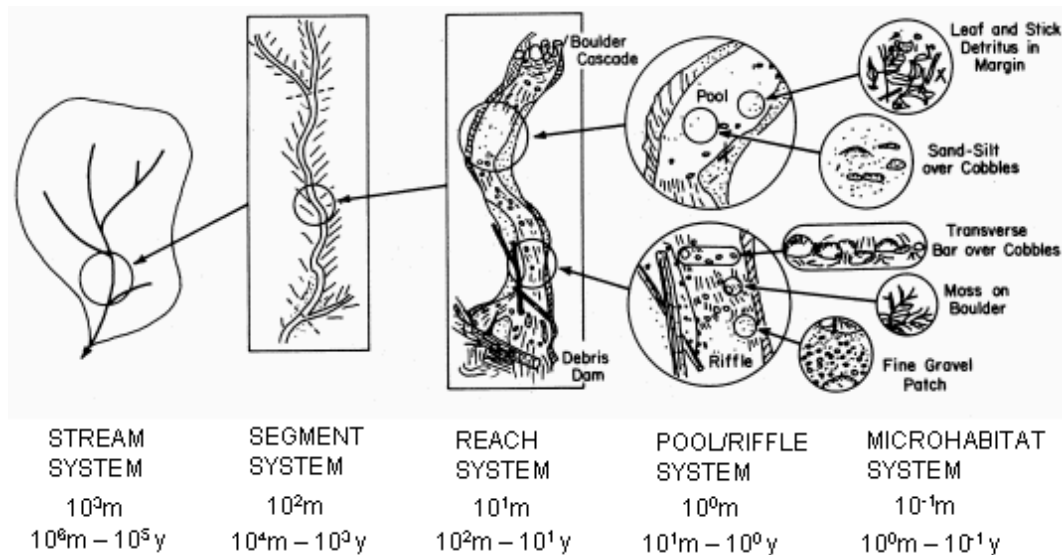


Abb. 5.24: Hierarchische Gliederung eines Gewässersystems und seiner Unterordnungen bis auf Mikrohabitat-Größe. Unter den Gliederungselementen sind Angaben zu den räumlichen Ausdehnungen und dem zeitlichen Rahmen, in dem Prozesse auf den Ebenen stattfinden. Nach FRISSELL et al. (1986).

Bereits RICHARDS et al. (1996) stellen fest, dass die Faktoren im Einzugsgebiet einen ebenso großen, bei einzelnen Parametern einen höheren Erklärungsanteil an der Varianz in den Fauna-Daten aufweisen als ein 100 m breiter ‚Buffer‘ um das Gewässer. Allerdings sind die Auswirkungen der Landnutzung schwer von anderen Parametern im Einzugsgebiet (Geologie, Topographie, Einzugsgebietsgröße) zu trennen (RICHARDS et al. 1996). In Untersuchungen von WALSH et al. (2001) war der Einfluss der Urbanisation im Einzugsgebiet so stark, dass geologische Parameter überdeckt wurden und die Verteilung der Probestellen lediglich über den Anteil an Urbanisation erklärt wurde.

Auch Untersuchungen von ALLAN et al. (1997) zeigten, dass die Habitatqualität mit dem Muster der Landnutzung variiert: Der Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung im Teil-Einzugsgebiet erklärte die lokale Gewässerqualität am Besten. Für den lokalen Gewässersaum stellte sich eine eher schwache Vorhersagekraft der Habitatqualität heraus. Auch TOWNSEND et al. (2004) stellten einen Erklärungsanteil von 27 % für die Landnutzung an der Bedeckung der Substrate mit Moospolstern fest; Interaktionen zwischen den lokalen Gewässerhabitatstrukturen und dem Makrozoobenthos konnten mit 44 % erklärt werden.

Auch in naturnahen Gewässern und wenig degradierten Einzugsgebieten korreliert die großräumige Struktur des Einzugsgebiets mit den Habitatstrukturen. ARSCOTT et al. (2000) wiesen nach, dass die Substratdiversität im Gewässerbett von der Geomorphologie des Einzugsgebiets gesteuert wird: Die Habitatkomplexität ist geringer, wenn in der Aue wenig Platz für die Ausbildung von Mäanderschleifen ist.

SCHATTMANN (1997) überprüfte den Zusammenhang zwischen der Gewässerstrukturkartierung in Rheinland-Pfalz und dem Makrozoobenthos und stellte fest, dass die Taxazahl tendenziell mit verbessertem Strukturindex zunimmt. Allerdings hält er auf Grund der unregelmäßigen Abnahme der Taxazahlen mit abnehmender Strukturqualität das Verfahren nicht für geeignet, um Aussagen qualitativer Art über die benthische Lebensgemeinschaft zu tätigen. Als Gründe hierfür führt der Autor an, dass a) bei der Strukturgütekartierung nur auffällige Strukturen  $> 2 \text{ m}^2$  erfasst, lokale Differenzierungen von Sohle und Strömung jedoch vernachlässigt werden, b) eine schlechte Bewertung des Ufers eine naturnahe Situation im Sohlbereich überlagern kann, c) die Kartierabschnitte mit 100 m zu kurz sind und d) die organismische Drift außer Acht gelassen wird.

Auch in der vorliegenden Untersuchung korrelieren die ‚Fauna-Metrices‘ Taxazahl und EPTCOM-Index am Besten mit einer Verschlechterung der Strukturparameter. Allerdings ist die Abnahme der Indices nicht regelmäßig und häufige „Ausreißer“ sind zu verzeichnen. Die Vermutung SCHATTMANNs, dass eine lokale Differenzierung der Sohle möglicherweise zu besseren Erklärungsanteilen an der Fauna-Verteilung führt, bestätigt sich bei einer Betrachtung der Ergebnisse der nach AQEM kartierten Mikrohabitate: Die Probestellen sortieren sich von naturnahen zu urbanen Gewässerabschnitten längs eines Gradienten, der die Körnung des Substrats von mittelgroßen Schottern zu Feinsubstrat/Schlamm beschreibt ( $R^2 0,40$ ).

Für alle drei Betrachtungsebenen (Mikrohabitat, Gewässerabschnitt und Einzugsgebiet) zeigen die EPTCOM-Taxa die höchsten Korrelationen mit den getesteten Parametern. Auf Mikrohabitat-Ebene sind die Vorkommen der Eintagsfliegen *Leptophlebiidae* non det., *Epeorus assimilis* und *Rhithrogena semicolorata* Gr., sowie die Trichopteren *Hydropsyche instabilis*, *Halesus digitatus* und *Sericostoma spec.* mit einer Verbesserung der Habitatqualität

durch Anreicherung an Totholz und Vergrößerung der Körnung von Schlamm zu mittelgroßem Schotter verbunden. Ihr Erklärungsanteil ist mit > 35 % als hoch zu bezeichnen. DAVIES et al. (2000) testeten ein Modell zur Vorhersage von Habitatstrukturen über den Anteil der Nutzung im Einzugsgebiet und konnten zeigen, dass Leptophlebiidae, Baetidae und Leptoceridae fehlen, wenn der Anteil an Urbanisierung im Einzugsgebiet steigt und führten dies auf verstärkte Sedimentation und ein Verstopfen des Interstitials zurück.

Für alle Parameter der Strukturkartierung korrelieren die EPT-Anteile bzw. der EPTCOM-Index negativ mit einer Verschlechterung der Bewertung. Mit dem Anteil an Laubwald bzw. Nadelforst im Einzugsgebiet sind das Auftreten der Köcherfliegen *Sericostoma flavicorne/personatum* Gr. und *Halesus raiatus* sowie die Eintagsfliegen Leptophlebiidae non det., *Habrophlebia lauta* und *Ecdyonurus venosus* Gr. assoziiert.

Die Tendenz zur Abnahme der sensitiven EPT-Taxa in urbanen Gewässerabschnitten und in Bächen, deren Einzugsgebiet durch einen hohen Anteil an Urbanisation gekennzeichnet ist, beschreiben auch WALSH et al. (2001). Sie stellten einen Rückgang der EPT-Taxa mit Zunahme der Urbanisation im Einzugsgebiet fest und führten dies auf den hohen Versiegelungsgrad und die häufigen hydraulischen Belastungen durch Regenwasserabschläge zurück. Versuche von HURYN et al. (2002) zeigten einen Rückgang der EPT-Taxa in Blattlaubexponaten in urbanen Gewässern.

In Untersuchungen von SPONSELLER et al. (2001) war der Anteil der EPT-Taxa der einzige Fauna-Index, der mit der Nutzung im Einzugsgebiet korrelierte ( $R^2 = 0,46$ ), alle anderen Indices korrelierten stärker mit einer kleineren Betrachtungsebene (Nutzung im Gewässerkorridor).

Die Heptageniidae *Epeorus assimilis* benötigt kaltes, sehr schnell strömendes und sauerstoffreiches Wasser (SCHMEDTJE & COLLING 1996). Sie lebt als Weidegänger auf Steinen. Diese Eigenschaften schließen ein zahlreiches Vorkommen an Probestellen mit Verschlammung, die durch eine verlangsamte Strömungsgeschwindigkeit entsteht, aus. Gleiches gilt für die rheophile Ephemeroptere *Rhithrogena semicolorata*. Nach der Zusammenstellung in SCHMEDTJE & COLLING (1996) benötigt auch *Hydropsyche instabilis* als passi-



ver Filtrierer (Netzbauer) hohe Fließgeschwindigkeiten und bevorzugt grobes Substrat.

Die Trichopteren *Chaetopteryx villosa* und *Halesus radiatus* sind besonders deutlich mit der Zunahme an Laubwald im Einzugsgebiet assoziiert. In SCHMEDTJE UND COLLING (1996) wird *Chaetopteryx villosa* als euryöke Art, Zerkleinerer mit Präferenz für das Rhithral beschrieben. Die Eiablage findet an Holz im Wasser statt und die Junglarven benötigen organisches Substrat in den ersten Stadien. Insbesondere die Fortpflanzungsbiologie erklärt die Assoziation mit Laubwald. Die Limnephilidae *Halesus digitatus* wird als „Zerkleinerer und Bewohner von Waldbächen“ charakterisiert (SCHMEDTJE UND COLLING 1996).

Die Korrelationen mit den Gewässerstrukturparametern zeigen einheitlich eine Abnahme des EPTCOM-Index mit Verschlechterung der Bewertung der Strukturgüte-Parameter.

Die Abundanz der Bivalvia ist an den urbanen Probestellen deutlich geringer mit im Mittel 19 Individuen pro Quadratmeter zu 35 Ind./m<sup>2</sup> an den Referenzprobestellen. Bivalvia zeigen also eine deutliche Beeinflussung durch die lokale Habitatqualität (Indexparameter der Strukturkartierung), sowie durch die Gewässermorphologie im 100 m Abschnitt (aggregierte Hauptparameter). McRAE et al. (2004) konnten für Unionidae nachweisen, dass eine sehr starke Korrelation zwischen lokaler Habitatqualität und dem Muschel-Aufkommen besteht. Mit der Zunahme an Feinsedimenten nahm die Diversität und Abundanz der Bivalvia-Zönose ab. Eine schwache negative Korrelation zwischen der Taxazahl der Bivalvia und dem Anteil an Urbanisation stellten die Autoren für einen ‚Buffer‘ um das Gewässer fest. Auf Ebene des Einzugsgebiets konnten sie keine Korrelationen der Bivalvia-Zönose mit dem Anteil der Nutzung feststellen.

Lokale morphologische Degradationen können möglicherweise durch positive Einflüsse aus dem Einzugsgebiet gemindert werden. STOREY & COWLEY (1997) beobachteten, dass das Aufforsten mit Auenwäldern im Oberlauf eines Einzugsgebiets die negativen Einflüsse durch Grünlandnutzung an einem Gewässerabschnitt reduziert. So ist es erklärbar, dass in der vorliegenden Untersuchung zwar alle urbanen Probestellen auf Mikrohabitat-Ebene eine Degradation anzeigen (Abb. 5.21), jedoch ein Drittel der Probestellen

sich als eigene Gruppe mit einem hohen Anteil an Mischwald im Einzugsgebiet abgrenzen (Abb. 5.23).

Aus den Ergebnissen des Spearman-Rangkorrelationstests für die Nutzungsanteile von ‚Urbanisation‘ und ‚Gehölze‘ in drei Korridoren oberhalb der Probestellen (500 m – 1000 m – gesamter Gewässerkorridor) mit den ‚Fauna-Metrices‘ lässt sich schließen, dass mittels Daten aus dem Nahbereich einer Probestelle und mit Daten aus dem ganzen Gewässerkorridor Aussagen über die Makroinvertebraten-Verteilung getroffen werden können. SPONSELLER et al. (2001) fanden für die Parameter in fünf Betrachtungsebenen (Einzugsgebiet, Gewässerkorridor, 2000, 1000 und 200 m oberhalb einer Probestelle) die höchsten Korrelationen der EPT-Taxa, Diversität und Taxazahl mit dem Gewässerkorridor und dem Nahbereich von 200 m oberhalb einer Probestelle. Die Autoren stellten fest, dass die mittlere Korngröße des Gewässersubstrates mit dem prozentualen Anteil an unbewaldeten Flächen negativ korrelierte, und führten dies auf die erhöhte Sedimentationsrate von unbewaldeten Flächen zurück.

Zusammenfassend lassen die Untersuchungen zum Einfluss von Schadparametern unterschiedlichen Maßstabs den Schluss zu, dass bereits auf einer hohen Betrachtungsebene – auf Einzugsgebietsniveau – Zusammenhänge zwischen morphologischer Degradation und Taxozönose erkennbar sind. Diese können mit Einengung des Blickwinkels vom Gewässerkorridor bis zu den Mikrohabitaten konkretisiert werden.

Eine generelle Schädigung, die zum Rückgang der EPTCOM-Taxa führt, kann bereits aus den prozentualen Anteilen der anthropogenen Nutzung (Urbanisation) im Einzugsgebiet abgelesen werden. Nimmt das Wissen über die einzelnen Schadparameter zu, z. B. über eine Degradation der Mikrohabitate, können konkrete Aussagen über das Fehlen von Arten getroffen werden. Die „allgemeine Degradation“ der Invertebraten-Zönose kann dann auf das Fehlen von Taxa zurückgeführt werden, die nahrungsökologisch auf Totholz oder Falllaub angewiesen sind (z. B. *Halesus digitatus*) oder in schlammigen Substraten eine Einschränkung der Sauerstoffversorgung erfahren (z. B. *Epeorus assimilis*).

Dennoch reichen die Aussagen, die mittels Parametern aus dem Einzugsgebiet getroffen werden, oft schon aus, um Ansätze für eine Maßnahmenplanung zu finden (z. B. Bindung von *Chaetopteryx villosa* und *Sericostoma spec.* an Laubwald).

## 6 Simuliidae als Indikator für morphologische Schädigungen

### 6.1 Untersuchungsgewässer und Methoden

#### 6.1.1 Untersuchte Gewässer

Zunächst erfolgte eine Voruntersuchungsphase im Jahr 2003 an neun Gewässern des Typs 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) zur Phänologie und zum Schädigungsgrad der Simuliidenzönose (Abb. 6.1). Zu den Auswahlkriterien der Probestellen zählten morphologische Veränderungen am Gewässerrandstreifen, den Ufern, im Gewässerbett und an der Sohle, die als ‚Urbanisierung‘ beschrieben werden können. Die ausgewählten Gewässerabschnitte liegen in Ballungsgebieten oder Städten. Eine naturnahe Referenzstelle sollte Auskünfte über die gewässermorphologisch unbeeinflusste Zusammensetzung der Simuliidae-Gemeinschaft geben.

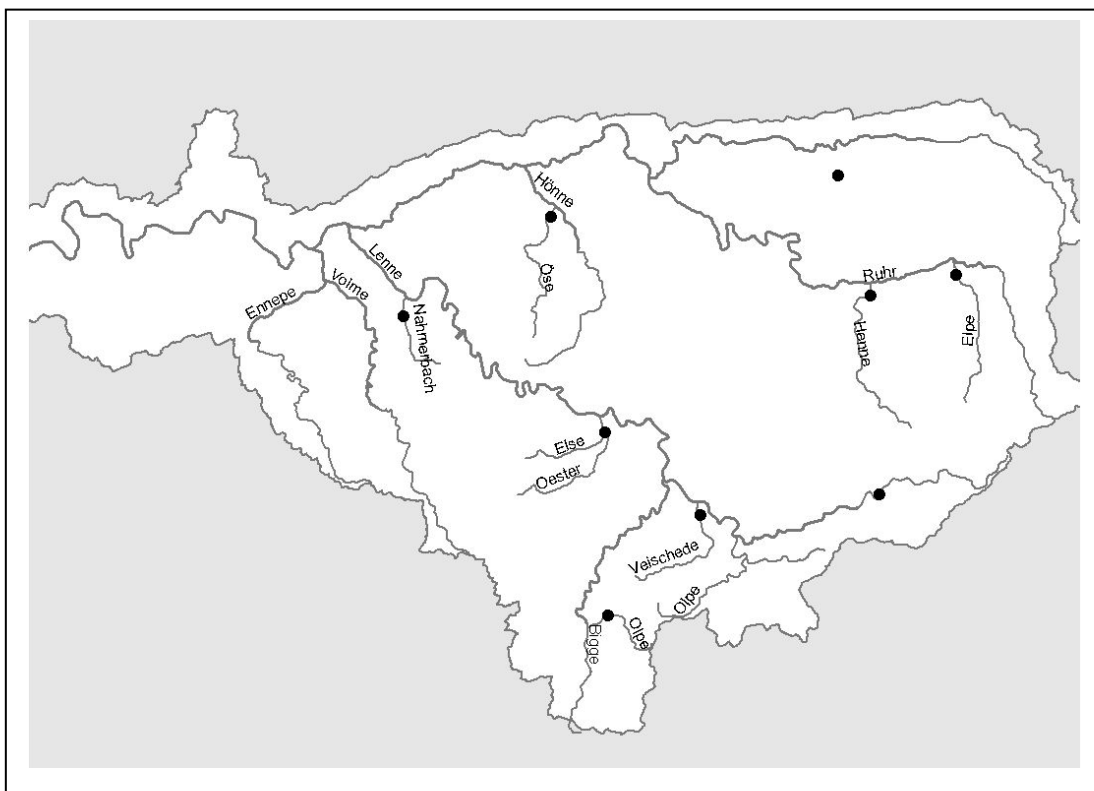


Abb. 6.1: Karte des Ruhreinzugsgebiets mit seinen Hauptgewässern, sowie mit den Probestellen für die Simuliidae-Aufsammlung im Jahr 2003. An den Probestellen der Voruntersuchung wurde auch eine Driftmessung durchgeführt.

Für die im Jahr 2004 durchgeführte Hauptuntersuchungsphase im Ruhreinzugsgebiet fand die Besammlung der Simuliidae-Zönose an den 21 urbanen Gewässerabschnitten aus der Makrozoobenthos-Beprobung statt (Abb. 6.2).

Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung von zehn naturnahen Referenzgewässern (Typ 5 und Typ 9). Es ist davon auszugehen, dass urbane Probestellen, die unterhalb von Waldstücken oder naturnahen Bereichen liegen, von einem hohen Wiederbesiedlungspotential aus dem Oberlauf profitieren. Daher wurden als Referenzstellen überwiegend Probestellen im Oberlauf der degradierten Gewässerabschnitte gewählt.

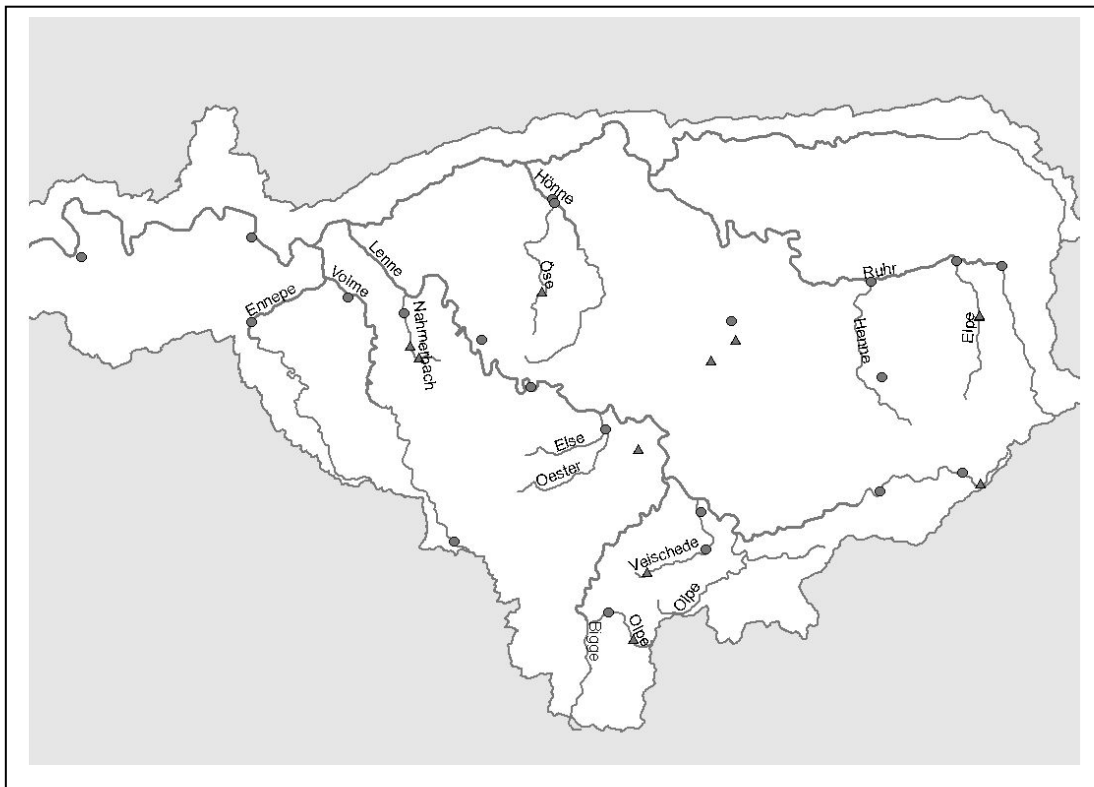


Abb. 6.2: Karte des Ruhreinzugsgebiets mit seinen Hauptgewässern, sowie mit den Probestellen für die Simuliidae-Aufsammlung im Jahr 2004. Kreise: Urbane Gewässerabschnitte. Dreiecke: Referenzstellen.

### 6.1.2 Methoden

Simuliidae wählen als Haftunterlage Steine, einzelne Zweige, Blätter von Makrophyten, Getränkedosen oder Plastiktüten (Abb. 6.3). Mit Kenntnis dieser Habitatpräferenz wurden insbesondere diese Gewässerstrukturen mittels Handaufsammlung (15 Minuten) nach den Puppen- und Larvenstadien der Simuliidae besammelt. Die Funde wurden in Ethanol fixiert und dann zur Bestimmung ins Labor gebracht.



Abb. 6.3: Absammeln einer Plastikplane nach Puppen- und Larvenstadien der Simuliidae. Foto: A. Müller.

Zunächst wurde von Februar 2003 bis Oktober 2003 monatlich eine Aufsammlung von Simuliidae an den neun ausgewählten Gewässerabschnitten durchgeführt.

In den Voruntersuchungen zur Phänologie der Simuliidae im Ruhreinzugsgebiet wurde deutlich, dass sich die Frühjahrsmonate Februar, März, April besonders gut für eine flächendeckende Beprobung eignen. *Prosimulium hirtipes* überdauert die Sommerzeit als Eistadium; ab August nimmt die Abundanz der Kriebelmücken generell stark ab. In der Hauptuntersuchung wurden 31 Gewässer (inkl. der Gewässer der Voruntersuchung) an zwei Terminen besammelt (März, April); die Daten werden gemeinsam als „Frühjahrsaufsammlung“ betrachtet.

Gründe für die Verteilung der Simuliidae oder das Fehlen einzelner Arten an Probestellen sind in den Umweltfaktoren zu suchen, die so auf die Gewässerabschnitte einwirken, dass sich Unterschiede in Substrat, Wassertemperatursummen, Bewuchs mit Aufwuchs etc. ergeben. Vor Ort wurde ein ausführliches Protokoll über die Verteilung der Substrate, Beschattung, Elektrodenmessungen, Uferbeschaffenheit erstellt (siehe Kap. 3.2.4 u. Anhang A 5),

sowie die Anteile der Nutzungen für die Einzugsgebiete der Probestellen mit Arc View berechnet (Grundlage: Corine Nutzungsdaten).

### 6.1.3 Driftmessungen

Simuliidae sind häufig in der Drift zu finden und werden als schnelle Neubesiedler von gestörten Bachabschnitten betrachtet (BISHOP & HYNES 1969, ADLER et al. 1983, HEMPHILL & COOPER 1983).

Um das Wiederbesiedlungspotenzial verarmter Gewässerabschnitte insbesondere durch Simuliidae einschätzen zu können, erfolgte eine Driftmessung an den neun untersuchten Gewässerabschnitten. Die natürliche Drift ist ein Teil des Prozesses der ‚Kolonisierung‘. Die organismische Drift hat eine deutliche jahres- und tageszeitliche Strukturierung und Beziehung zur Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften und spiegelt in der Regel die Zusammensetzung des Benthos wider (SCHÖNBORN 1992).

MATTHAEI et al. (1997A) zeigten, dass an Probestellen nach Störungen mit Sohlsubstrat gefüllte Kästen ausschließlich aus der Drift besiedelt wurden. Die Drift wurde dominiert von Simuliiden und Orthocladiinen.

Aus diesem Grund erfolgte an den neun Untersuchungsgewässern des Typs 5 einmalig eine Driftmessung (Abb. 6.1). Da die Drift in gemäßigten Klimaten in den Sommermonaten besonders hoch ist und in den Abendstunden sprunghaft ansteigt (SCHÖNBORN 1992), wurden an den Abenden des 14., 15., 16. und 17. Mai 2003 jeweils 2 Driftnetze in zwei verschiedenen Bächen von 20 bis 24 Uhr exponiert (Abb. 6.4). Da die Maschen der verwendeten Driftnetze (Maschenweite 355 µm) durch Algen und Detritus schnell verstopften, war eine stündliche Leerung notwendig. Zu Beginn und am Ende der Driftnetz-Exposition wurde eine Abflussmessung im Driftkorb durchgeführt.

Die in den Driftnetzen gefangenen Tiere wurden noch vor Ort in Ethanol fixiert und zur Weiterverarbeitung ins Labor gebracht. Die Behandlung des Probematerials entspricht der der Makrozoobenthos-Beprobungen.



Abb. 6.4: Stellen des Driftnetzes.

#### 6.1.4 Taxonomische Einordnung der Simuliidae

Die Simuliidae sind eine morphologisch gut abgrenzbare, aber in sich auffallend einheitliche Familie der nematoceren Dipteren, die bis heute weltweit 1787 valide Arten umfasst (CROSSKEY 2002), von denen in Deutschland etwa 50 – 60 unterscheidbare Arten vorkommen. Die Checkliste für Dipteren wird für die Familie der Simuliidae immer wieder korrigiert (erst 2003, WERNER, schriftliche Korrektur der Checkliste für Simuliidae, ZWICK & WERNER 1999), da die Abgrenzung der Arten auf Grund der Ähnlichkeit der morphologischen Merkmale sehr schwierig ist und es immer wieder zu Verwechslungen kommt. Regelmäßig werden Neubeschreibungen von eigentlich synonymen Arten veröffentlicht; dies führte zu einem kaum überschaubaren „nomenklatorischen Wirrwarr“ (über 2000 in der Literatur bekannte Artnamen, ZWICK 1993). Die Bestimmung der Larven erfolgt über Färbungen der Kopfkapsel und Anzahl und Winkel der pupalen Atemfäden. Diese entwickeln sich als Histoblasten im letzten (siebten) Larvalstadium und heben sich dunkelbraun vom Körper der Tiere ab. Die Puppen sind über die Gestalt des Kokons, die Anzahl der Atemfäden und die Stellung der Atemfäden zueinander, sowie Tuberkeln auf dem Thorax voneinander abgrenzbar (KNOZ 1965, JENSEN 1997).



Die Simuliidae gelten als eine der am Schwierigsten zu bestimmenden Dipterenfamilien (REIDELBACH 1994) und werden daher in vielen Fließgewässeruntersuchungen und auch in der aktuellen operationellen Taxaliste (HAASE & SUNDERMANN 2004) nur in die beiden Gattungen *Simulium* und *Prosimulium* unterschieden; in Einzelfällen kann die Untergattung *Simulium* (*Wilhelmia*) über die Form der reifen Histoblasten abgegrenzt werden.

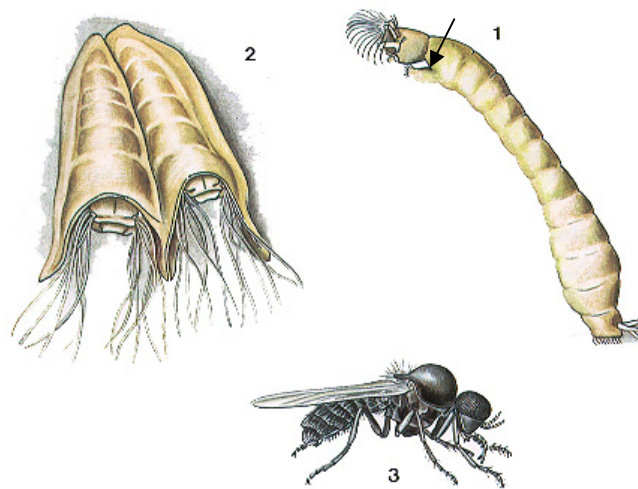


Abb. 6.5: Grafische Darstellung einer Simuliidae-Larve (1), von zwei Puppen im Kokon (2) und des adulten Tieres (3). Pfeil: Bereich des Histoblasten. Verändert nach ENGELHARDT (1983).

Um das Ausmaß der Variabilität von morphologischen Merkmalen im Zusammenhang mit der Bestimmung von Tieren eines Gewässers zu beurteilen, sammeln viele Simuliidae-Spezialisten Puppen und ziehen die Tiere in Fließrinnen bis zu den Imagines auf. Letztere können teilweise sicherer bestimmt werden (REIDELBACH 1994). Um eine Trennung und eine Zuordnung der einzelnen Arten zum Habitat zu gewährleisten, ist eine Hälterung in Rollrandgläschen ratsam (REIDELBACH 1994). Da aus den vorliegenden Untersuchungen Vorschläge zur angewandten Bewertung von Fließgewässern bei der Entwicklung von Maßnahmen zur Renaturierung resultieren werden, wurde auf diese aufwendige Art der „sicheren“ Artbestimmung verzichtet. Als vertretbar sicher bestimmbar gelten auch die Puppenstadien. Somit wurde in

der Besammlung besonderes Augenmerk auf die Puppen gelegt (Abb. 6.6). In der Voruntersuchungsphase wurde monatlich besammelt, um die Artenvielfalt der Kriebelmücken im Ruhreinzugsgebiet zu erfassen und in der Hauptuntersuchungsphase wurden die Frühjahrsmonate besammelt, in denen erwartungsgemäß viele Larven bereits verpuppt oder mit stark ausgereiften Atemfäden (Abb. 6.7) vorkommen. Zunächst wurden die Puppen bestimmt; die reifen Larven konnten dann teilweise zugeordnet werden.

Tab. 6.1: Verwendete Nomenklatur der Kriebelmücken nach WERNER (2003), sowie in der zur Bestimmung benutzten Literatur von KNOZ (1965). Schwierigkeitsgrad – (niedrig), + (mittel), ++ (hoch).

Werner 2003 (Korrektur zu Zwick & Werner 1999)	Knoz 1965	Schwierigkeitsgrad
<i>Prosimulium hirtipes</i> (FRIES)	<i>Prosimulium hirtipes</i> (FRIES)	-
<i>Prosimulium tomosvaryi</i> (ENDERLEIN)	<i>Prosimulium nigripes</i> (ENDERLEIN)	-
<i>Simulium aureum</i> Gr	<i>Eusimulium aureum</i> (FRIES 1824)	+
<i>Simulium morsitans</i> EDWARDS	<i>Simulium morsitans</i> EDWARDS	-
<i>Simulium argyreatum</i> Gr.	<i>Odagmia obreptans</i> (EDWARDS 1920)	+
<i>Simulium variegatum</i> MEIGEN	<i>Odagmia variegata</i> (MEIGEN 1818)	-
<i>Simulium argyreatum/variegatum</i> Gr.	-	++
<i>Simulium vernalis</i> Gr	<i>Eusimulium latipes</i> (MEIGEN 1804)	+
<i>Simulium equinum</i> (LINNAEUS)	<i>Wilhelmia equina</i> (Linne 1747)	-
<i>Simulium ornatum</i> Gr	<i>Odagmia ornata</i> (MEIGEN 1813)	+

Die Tiere wurden mit dem Bestimmungsschlüssel von KNOZ (1965) bestimmt, mit dem von JENSEN (1997) verifiziert und die Nomenklatur von WERNER (2003, schriftliche Mitteilung) verwendet. Kriebelmücken, die zwar nach KNOZ (1965) auftrennbar sind, bei denen es jedoch auf Grund ähnlicher morphologischer Merkmale zu Verwechslungen mit Geschwisterarten kommen kann, werden als „Gruppe“ bezeichnet (JEDLICKA, mündliche Mitteilung). Tabelle 6.1 fasst die aktuell gültigen Artnamen, die aus der Literatur bekannten Namen und die Schwierigkeiten bei der Bestimmung zusammen.

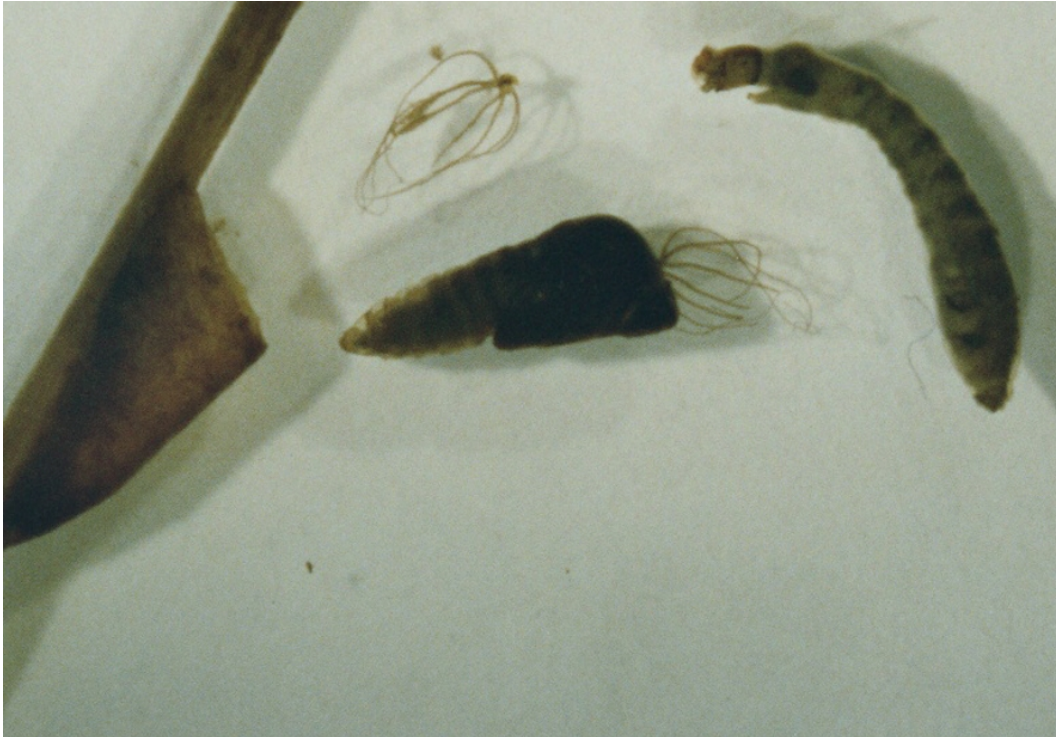


Abb. 6.6: Lebensstadien der Simuliidae: Kokon (links) angeheftet an einen Zweig, Puppe (Mitte) und Larve mit reifem Histoblasten (rechts). Foto: M. Stengert.



Abb. 6.7: Nahaufnahme der Atemfäden einer Simuliidae-Puppe. Das Tier wurde als *Simulium pusillum* bestimmt. Foto: M. Stengert.

Erkenntnissen von SEITZ (1992) zufolge können mittels Simuliidae-Zönosen Fließgewässerabschnitte unterschieden werden. Der Autor unterscheidet fünf Gruppierungen: Die Arten des Krenals, des Epirhithrals, des Meta- und Hyporhithrals, des Potamals, sowie die Zönose von Hochlandbächen. Tabelle 6.2 zeigt Ausschnittsweise die Vertreter des Ober-, Mittel- und Unterlaufes mit Relevanz für die vorliegende Untersuchung. Nach SEITZ (1992) sind in der Tabelle nur Taxa aufgeführt, die zu einer Abtrennung der Gewässerabschnitte führen, nicht aber euryöke Taxa, die in allen drei Abschnitten vorkommen würden (z. B. *Simulium ornatum*). Für die vorliegende Untersuchung wurden die epi- bis metarhithralen Abschnitte dem Gewässertyp 5, die hyporhithralen bis potamalen Abschnitte dem Typ 9 zugeordnet.

Tab. 6.2: Kriebelmücken-Zönose des Ober-, Mittel- und Unterlaufes, vorgeschlagen von SEITZ (1992).

Epirhithral		Meta- und Hyporhithral	Potamal
Prosimulium	{ rufipes tomosvaryi	Prosimulium hirtipes	Simulium { erythrocephalum morsitans equinum lineatum
Simulium	{ brevidens cryophilum maximum monticola	Simulium { argyreatum reptans tuberosum variegatum	

## 6.2 Ergebnisse der Voruntersuchung

### 6.2.1 Arteninventar der untersuchten Probestellen

Im Untersuchungszeitraum Februar bis Oktober 2003 wurden insgesamt 1081 Kriebelmücken gesammelt und 10 Taxa bestimmt. In den Frühjahrsmonaten (Februar bis April) wurden im Mittel 141 Individuen pro Probestelle, im Sommer (Mai, Juli) 56 Tiere pro Probestelle und im Herbst (September, Oktober) wurden durchschnittlich 25 Individuen pro Aufsammlung gezählt (Abb. 6.8).

Die Taxazahlen lagen mit vier pro Probestelle und Zeitaufsammlung in den Frühjahrsmonaten am Höchsten; im Sommer und im Herbst wurden im Mittel drei Taxa pro Probestelle gefunden.

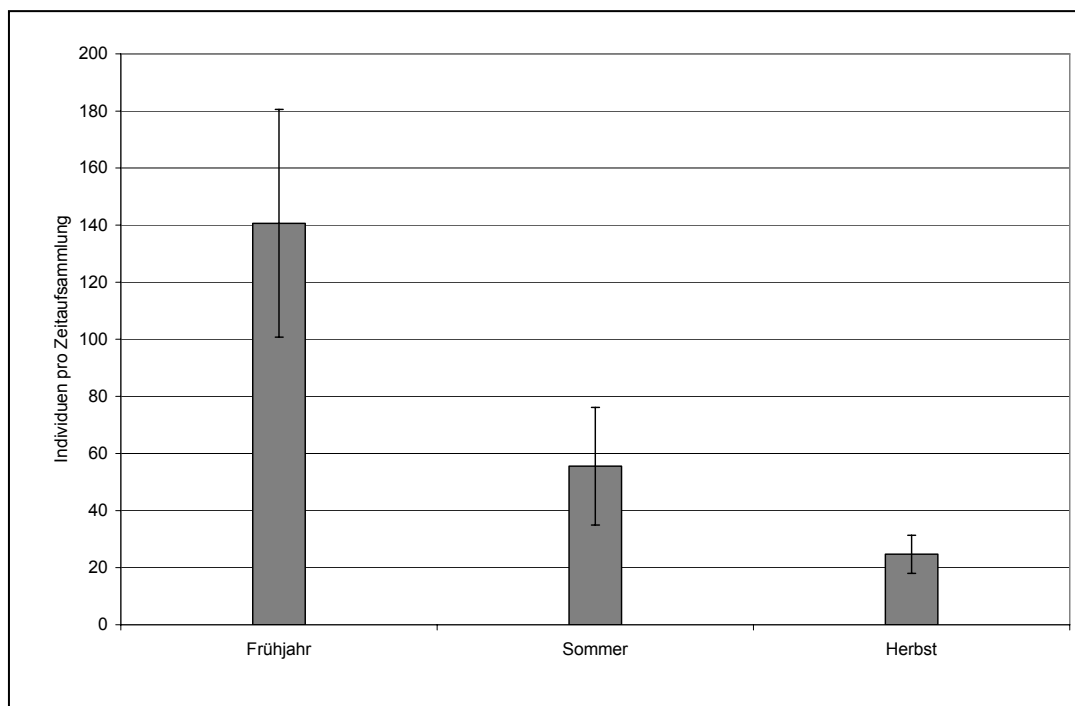


Abb. 6.8: Mittelwerte und Standardabweichung der Individuenzahlen pro Probestelle für die Frühjahrsmonate (Februar bis April), Sommermonate (Mai, Juli) und die Herbstbeprobung (September, Oktober).

Die an den neun Untersuchungsgewässern gefundenen Kriebelmücken konnten den beiden Gattungen *Simulium* und *Prosimulium* zugeordnet werden. Stetigkeiten über die Probestellen in den Besammlungsmonaten sollen zeigen, ob die Arten in ihrem Auftreten konstant sind (Tab. 6.3).

Tab. 6.3: Übersicht über die im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Kriebelmücken und deren Stetigkeiten über die 9 Probestellen je Monat. Alle Angaben in %.

	Feb	März_1	März_2	April	Mai	Juli	Sep	Okt
<i>Prosimulium hirtipes</i> (FRIES)	66,7	66,7	55,6	44,4	11,1			
<i>Prosimulium tomosvaryi</i> (ENDERLEIN)				11,1				
<i>Simulium argyreatum</i> Gr.			88,9	77,8	33,3	37,5	12,5	
<i>Simulium venum</i> Gr.			11,1					12,5
<i>Simulium variegatum</i> MEIGEN		11,1	44,4	55,6	22,2	12,5	25,0	25,0
<i>Simulium aureum</i> Gr.							75,0	87,5
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	88,9	77,8	33,3	22,2	55,6	37,5	50,0	25,0
<i>Simulium rostratum</i> (LUNDSTRÖM)								12,5
<i>Simulium morsitans</i> EDWARDS						12,5		
<i>Prosimulium spec.</i>	22,2	22,2	11,1					
<i>Simulium spec.</i>	77,8	77,8	77,8	55,6	77,8	62,5	87,5	75,0

Vertreter der Gattung *Prosimulium* treten nur in den Monaten Februar bis Mai auf. Die Gattung erreicht eine maximale Stetigkeit von 67 % in den Monaten Februar und März.

Bemerkenswert ist die hohe Stetigkeit der *Simulium aureum* Gr. mit 88 % im Monat Oktober. Jahreszeitlich ist diese Gruppe auf die Herbstmonate September und Oktober beschränkt.

*Simulium variegatum* und Vertreter der *Simulium ornatum* Gr. wurden in der überwiegenden Zahl der besammelten Monate mit unterschiedlicher Stetigkeit gefunden. Die Gruppe *Simulium argyreatum* trat von Ende März bis September in den Besammlungen auf. Vertreter der Arten *Simulium morsitans*, *Simulium rostratum* und der *Simulium venum* Gr. sind als Einzelfunde an ein oder zwei Probestellen zu verzeichnen.

Tab. 6.4: Mittlere Dominanzen der Kriebelmückenarten in den Monaten Februar bis Oktober für die neun besammelten Probestellen. Alle Angaben in %.

	Feb	März_1	März_2	April	Mai	Juli	Sep	Okt
<i>Prosimulium hirtipes</i> (FRIES)	14,2	10,8	7,4	3,2	1,1			
<i>Prosimulium tomosvaryi</i> (ENDERLEIN)				0,1				
<i>Simulium argyreatum</i> Gr.			36,4	40,5	7,8	21,0	6,3	
<i>Simulium venum</i> Gr.			0,2					0,4
<i>Simulium variegatum</i> MEIGEN		6,2	12,4	29,0	1,9	8,3	4,8	2,6
<i>Simulium aureum</i> Gr.							19,6	58,4
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	51,7	52,9	3,6	11,1	29,2	24,9	26,5	4,4
<i>Simulium rostratum</i> (LUNDSTRÖM)								3,6
<i>Simulium morsitans</i> EDWARDS						4,4		
<i>Prosimulium spec.</i>	0,7	0,6	0,3					
<i>Simulium spec.</i>	33,3	29,5	39,8	16,0	60,0	41,4	42,8	30,6

Ein genaueres Bild vom phänologisch bedingten Auftreten der Taxa der Simuliidae zeichnet die Tabelle mit den mittleren Dominanzen für den Probenahmezeitraum (Tab. 6.4).

Im zeitigen Frühjahr konnten rund 50 % der Kriebelmückenfunde der Gruppe *Simulium ornatum* zugeordnet werden; zweitstärkste Gruppe sind die Vertreter der Gattung *Prosimulium*. *Prosimulium hirtipes* ist mit mittleren Dominanzen von 7 bis 14 % als ‚subdominant bis dominant‘ zu bezeichnen (Dominanzen nach MÜHLENBERG 1993), somit gehören diese Tiere zu den Hauptarten der Kriebelmückenzönose im Frühjahr. Ihr Anteil wird im Mai ‚rezedent‘, danach sind sie gar nicht mehr zu finden. *Prosimulium tomosvaryi* ist mit einem Anteil von 0,1 % als ‚sporadisch‘ zu bezeichnen. Der Anteil der Simuliidae, die nach Zuordnung zu *Simulium spec.* nicht näher bestimmt werden konnte, ist über das ganze Jahr verteilt relativ hoch und liegt im Mittel bei rund 36 %. Angehörige der *Simulium aureum* Gr. treten erst in den Herbst-



Puppen der univoltinen Gattung *Prosimulium* wurden im Frühjahr, von *P. hirtipes* von Ende März bis Mai, von *P. tomosvaryi* im April gefunden. Als Vertreter der Arten mit bivoltinem Lebenszyklus wurde *S. morsitans* gefunden, allerdings Puppen nur im Juli. Die Arten mit drei Generationen im Jahr, *S. variegatum* und *S. argyreatum*, waren auch im Ruhreinzugsgebiet im Jahr 2003 mit Puppen im Frühjahr, Sommer (Juli) und Herbst (September und Oktober) vertreten. *S. vernum* Gr., die ebenfalls als trivoltin bekannt ist, wurde als Puppe nur im Herbst gefunden.

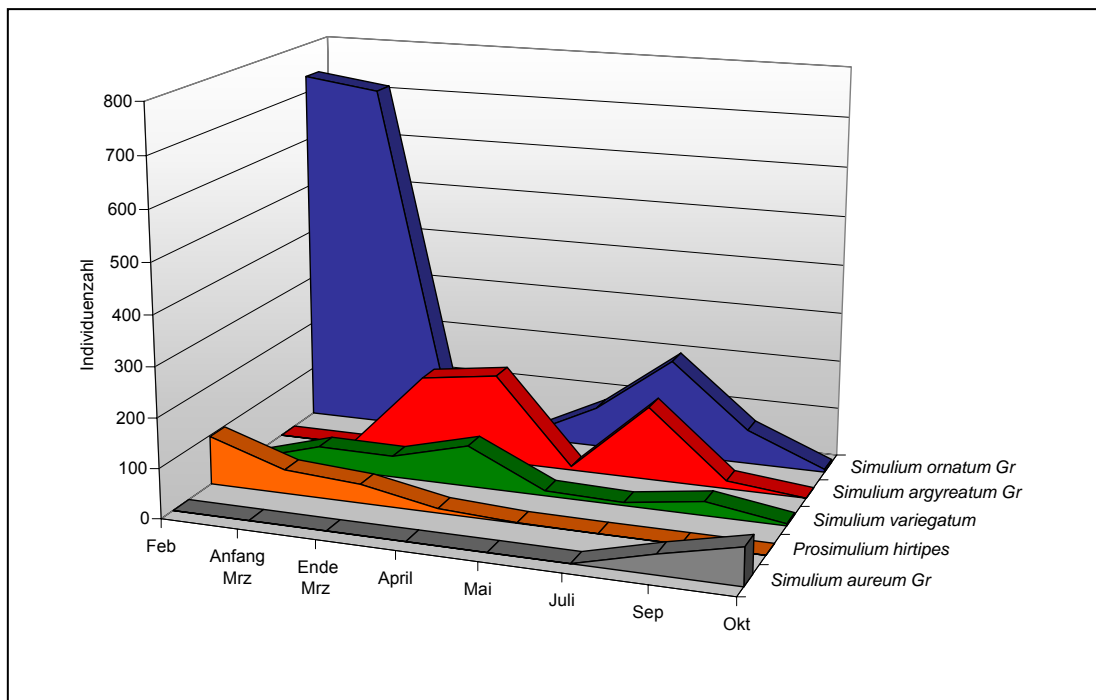


Abb. 6.9: Dreidimensionale Darstellung der Individuenzahlen (Monatssummen) ausgewählter Simuliidae-Arten der Besammlung im Jahr 2003.

Die Saisonalität des Auftretens der Simuliidae in den Gewässern des Ruhreinzugsgebiets verdeutlicht abschließend Abbildung 6.9: Während *Simulium ornatum* Gr. im gesamten Besammlungszeitraum präsent ist mit Maxima im Frühjahr und Sommer, treten *S. argyreatum* Gr. und *S. variegatum* mit einem deutlichen dreigipfligen Maximum auf; *P. hirtipes* wurde lediglich in den Frühjahrsmonaten gefunden und *S. aureum* Gr. konnte nur im Herbst gesammelt werden.



## 6.2.2 Funktionale Gruppen

Simuliidae lassen sich ebenso wie andere Makroinvertebraten den funktionalen Gruppen (Biozönotische Region, Strömungs- und Habitatpräferenz und Ernährungstypen) zuordnen (Tab. 6.6).

Tab. 6.6: Ökologische Typisierung der im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Simuliidae nach der 10-Punkte-Verteilung von SCHMEDTJE & COLLING (1996). Die Erläuterungen der Abkürzungen sind in Anhang A2 nachzulesen.

	Biozönotische Region									
	EUK	HYK	ER		MR	HR	EP	HP		
Prosimulium hirtipes (FRIES)		2	4		3		1			
Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN)			5		4		1			
Prosimulium spec.		2	4		3		1			
Simulium argyreatum MEIGEN			3		3		3		1	
Simulium aureum Gr.			6		4					
Simulium equinum (LINNAEUS)							3		6	
Simulium morsitans EDWARDS		1	4		4		1			
Simulium ornatum-Gr.							+		5	
Simulium variegatum MEIGEN			1		4		4		1	
Simulium vernum Gr.		1	4		4		1			
Simulium rostratum (LUNDSTRÖM)		+	1		2		3		1	
Simulium spec.			2		2		2		2	
	Habitatpräferenz								Strömung	
	PEL	ARG	PSA	AKA	LIT	PHY	POM	SON	STR	
Prosimulium hirtipes (FRIES)					7	3			RB	
Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN)					6	3		1	RP	
Prosimulium spec.					7	3			RP	
Simulium argyreatum MEIGEN					10				RP	
Simulium aureum Gr.						7		3	RL	
Simulium equinum (LINNAEUS)					3	7			-	
Simulium morsitans EDWARDS						7		3	-	
Simulium ornatum-Gr.					4	5	1		RP	
Simulium variegatum MEIGEN					9	1			RP	
Simulium vernum Gr.					5	5			RP	
Simulium rostratum (LUNDSTRÖM)					5	5			RP	
Simulium spec.					5	5	+	+	RP	
	Ernährungstypen									
	WEI	MIN	HOL	ZKL	DET	AFIL	PFIL	RÄU	PAR	SON
Prosimulium hirtipes (FRIES)	1						9			
Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN)	1						9			
Prosimulium spec.	1						9			
Simulium argyreatum MEIGEN							10			
Simulium aureum Gr.							10			
Simulium equinum (LINNAEUS)							10			
Simulium morsitans EDWARDS							10			
Simulium ornatum-Gr.							10			
Simulium variegatum MEIGEN							10			
Simulium vernum Gr.							10			
Simulium rostratum (LUNDSTRÖM)							10			
Simulium spec.							10			

Der Schwerpunkt der Verteilung im Längskontinuum liegt im Epi- bis Metarhithral. Der Gattung *Prosimulium* und darunter der Art *P. hirtipes* wird eine Präferenz für hypokrenale Gewässerabschnitte zugeordnet. Auch *Simulium morsitans* und die *Simulium venum* Gr. können in den quellnahen Abschnitten eines Fließgewässers angetroffen werden. Lediglich einige Arten, wie *Simulium equinum* und *S. ornatum*, haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Hyporhithral bis Potamal.

Die Habitatpräferenzen liegen für die gefundenen Kriebelmücken im Lithal bzw. Phytal. Für die *Simulium aureum* Gr. und *S. morsitans* wird angegeben, dass die Tiere nur auf Makrophyten, und auf ‚sonstigen‘ Habitaten, jedoch nicht auf Steinen angetroffen werden. Simuliidae sind vorwiegend als rheophil eingestuft bis auf *S. aureum*, für die eine Präferenz langsam strömender Bereiche angegeben wird. Für *S. equinum* und *S. morsitans* wird keine Strömungspräferenz angegeben.

Die Arten der Gattung *Simulium* sind ausnahmslos Filtrierer. Die Arten der Gattung *Prosimulium* werden mit je einem Punkt auch als Weidegänger eingestuft. Über diese Gattung ist bekannt, dass die Erstlarven noch keinen ausgebildeten Kopffächer haben und Weidegänger sind.

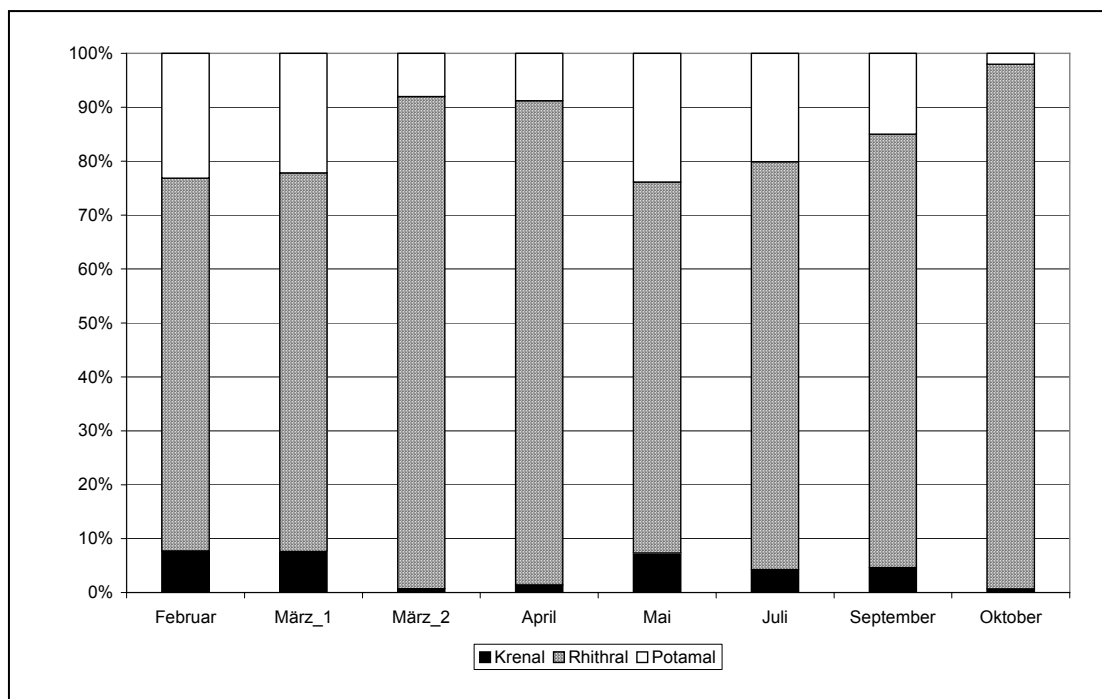


Abb. 6.10: Mittlere prozentuale Anteile der Bewohner des Krenals, des Rhithrals und des Potamals in den Beprobungsmonaten an den urbanen Gewässerabschnitten.

Um beurteilen zu können, ob die Zönosen der Probestellen einen eher rhithralen oder potamalen Charakter haben, wurden für die Darstellung der Verteilung im Längskontinuum die prozentualen Anteile der Bewohner berechnet (Abb. 6.10).

Der Mittelwert der Rhithralbewohner liegt für alle Monate bei 80 %; der mittlere Anteil der Potamalbewohner beträgt 15 %.

In den Frühjahrsmonaten Februar und März, sowie im Mai und Juli ist der Anteil der Potamalbewohner unter den Kriebelmücken besonders hoch (im Mittel 12 %).

Eine Betrachtung der Habitatpräferenzen (Abb. 6.11) der Kriebelmücken zeigt, dass der Schwerpunkt auf Grobkies und Blöcken > 2 cm liegt. In den Frühjahrsmonaten Februar und März und im Sommer (Mai, Juli) ist der Anteil der Kriebelmücken, die auf Moosen oder höheren Pflanzen leben, höher als in den übrigen Monaten. Im Spätsommer bzw. Herbst ist der Anteil der Kriebelmücken ohne spezielle Habitatpräferenz mit im Mittel 40 % auffallend hoch. Letzteres ist auf eine hohe Abundanz der *S. aureum* Gr. zurückzuführen, für die ‚sonstige‘ Habitate mit ‚3‘ angegeben ist.

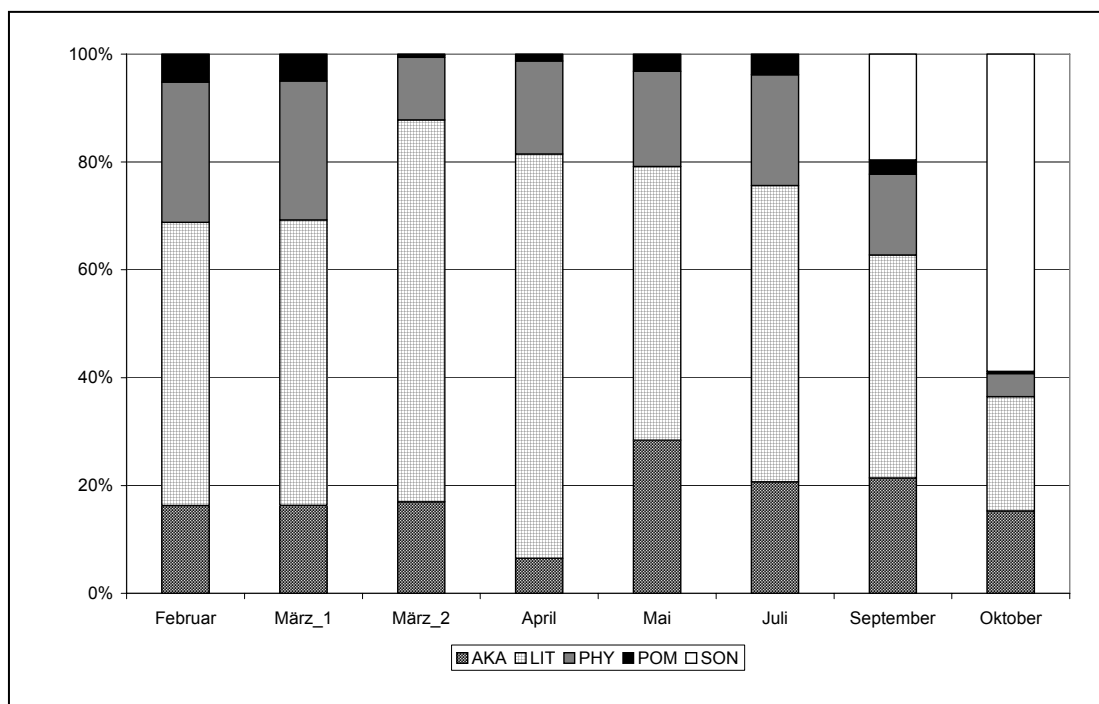


Abb. 6.11: Mittlere prozentuale Anteile der Habitatpräferenzen (Abkürzungen entsprechen denen in Tab. 6.6) in den Beprobungsmonaten an den urbanen Gewässerabschnitten.

GLATTHAAR (1978) konnte die Kriebelmücken der Schweiz zu fünf Assoziationen zuordnen, die als ein Ergebnis der Höhenlage, Bioregion und Landnutzung des Einzugsgebiets zu sehen sind. Die Assoziationen sind noch heute gebräuchlich und lassen sich auf die Simuliidae in Deutschland anwenden (SEITZ 1992). Tabelle 6.7 zeigt die Zuordnung der im Ruhreinzugsgebiet gefundenen Taxa.

Tab. 6.7: Zuordnung der im Ruhreinzugsgebiet gesammelten Simuliidae, nach GLATTHAAR (1978).

<b>montan = Bergregion, schnellfließende, kühle Oberläufe, 300 - 600 m ü. NN</b>	Prosimulium hirtipes (FRIES)
	Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN)
	Simulium argyreatum Gr
	Simulium variegatum
<b>sylvatisch = Waldbäche</b>	Simulium vernum Gr
<b>campestrisch = offene Wiesenbäche, oft in landwirtschaftlicher Nutzung</b>	Simulium aureum Gr
	Simulium ornatum Gr
	Simulium morsitans EDWARDS
<b>sublacustrisch = unterhalb von Seenausflüssen, Teichanlagen</b>	Simulium rostratum (LUNDSTRÖM)

Es wurden mit der Gattung *Prosimulium* und den Arten *S. argyreatum* Gr. und *S. variegatum* sowohl Vertreter der Bergregionen als auch Vertreter der offenen Wiesenbäche (z. B. *S. ornatum*) gefunden.

### 6.3 Ergebnisse der Driftmessungen

Die Driftmessungen wurden an allen neun Probestellen vom 14. bis zum 18. Mai in den Abendstunden durchgeführt. Die Driftnetze wurden an allen Probestellen etwa 240 Minuten exponiert. Die Durchflusswerte für die Netze lagen während der Driftmessungen zwischen 10 und 70 l/s. Da die Netze zwei Mal im Expositionszeitraum geleert wurden, war kein Rückgang der Durchflussrate gegen Ende der Messung zu verzeichnen. Die Strömungsgeschwindigkeiten lagen zwischen 0,3 und 1,2 m/s.

Der Anteil der Kriebelmücken an der Drift gemessen in einer 4-stündigen Driftnetzexposition im Mai 2003 betrug zwischen 0,9 und 18,1 %. Die Driftintensität (Tiere pro Stunde) der Gesamtzönose lag für die Messungen zwischen 46 und 625 Tieren pro Stunde (Abb. 6.12).

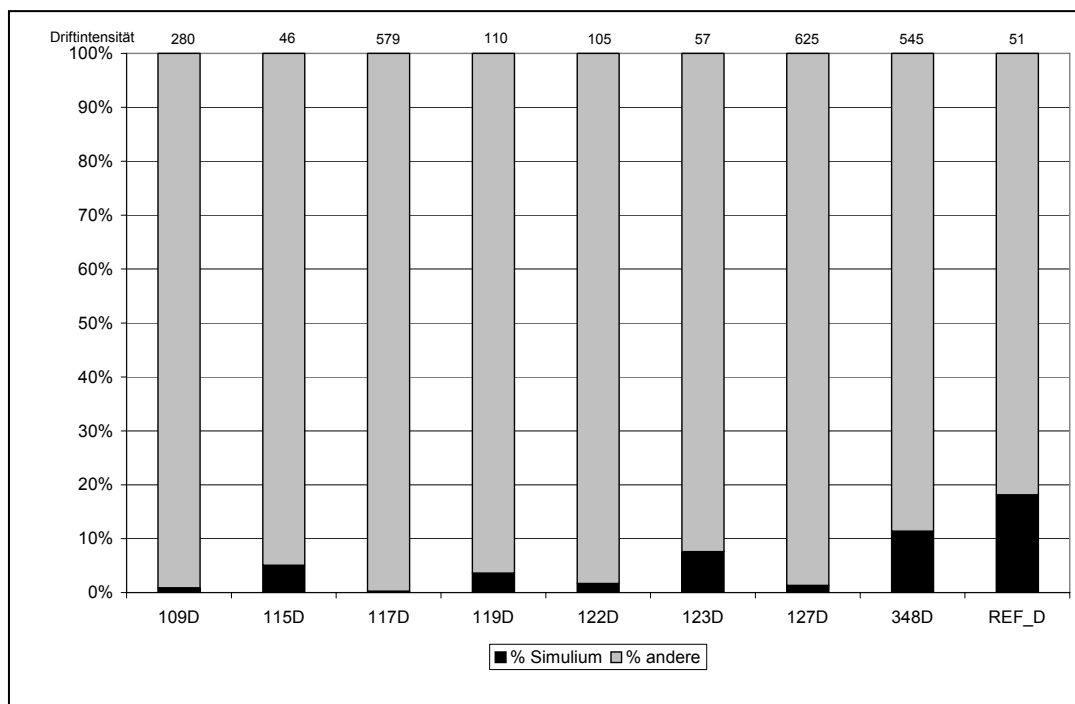


Abb. 6.12: Prozentualer Anteil der Simuliidae an der Drift in den Abendstunden im Mai 2003.

Die in der Drift gefundenen Larven der Simuliidae hatten eine Körpergröße  $< 3$  mm und waren unreif, d. h. nicht näher bestimmbar. ELLIOT (2002) konnte die mittlere Verweildauer von *Simulium spec.* in der Drift mit 6,4 s belegen. Für die untersuchten Gewässer mit mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von 0,4 bis 1,2 m/s liegen dieser Überlegung entsprechend die mittleren zurückgelegten Strecken in der Drift bei zwei bis sechs Metern.

## 6.4 Ergebnisse der Hauptuntersuchung

### 6.4.1 Ausprägung der Fließgewässertypen und Einfluss durch ‚Urbanisierung‘

Die 31 Gewässerabschnitte der Hauptuntersuchung wurden zwei Mal be-sammelt, um eine vollständige Frühjahrsartenliste zu erstellen. Insgesamt konnten 3211 Individuen gezählt und zehn Taxa bestimmt werden. Im Mittel wurden pro Probestelle 104 Individuen verteilt auf vier Taxa gefunden. Ma-ximal konnten an einer Probestelle 321 Kriebelmücken verteilt auf sechs Ta-xa gesammelt werden.

Tabelle 6.8 zeigt die prozentuale Aufteilung der gefundenen Kriebelmücken auf die Taxa für die beprobten Gewässer der Typen 5 und 9, sowie der Refe-renzgewässer.

In den Referenzgewässern des Typs 5 kommt *Prosimulium hirtipes* mit einem mittleren prozentualen Anteil von 63 % vor. Mit im Mittel 24,8 % Anteil ist *Simulium argyreatum* an den naturnahen Probestellen des Typs 5 gefunden worden. Weitere Taxa der Simuliidae-Zönose des Gewässertyps 5 sind *S. aureum* Gr., *S. vernum* Gr., *S. ornatum* Gr., *S. moritans* und *S. variegatum* mit < 1 % Anteil. In den urbanen Gewässern desselben Typs kommt *P. hirtipes* im Mittel mit 49 % Anteil vor; die Gruppe *S. argyreatum/variegatum* mit 29,1 %. In höherem prozentualen Anteil (12 %) als an den naturnahen Gewässern kommt *S. variegatum* vor.

Die Simuliidae-Zönose des naturnahen Fließgewässertyps 9 im silikatischen Grundgebirge wird dominiert von *Simulium variegatum* mit im Mittel 56 % Anteil. Im Mittel 20,4 % der Taxozönose wird durch *S. argyreatum* gestellt. Weiterhin ist *Prosimulium hirtipes* zu im Mittel 2,1 % vertreten. Im Mittel 21,4 % der Larven von *S. argyreatum/variegatum* konnten nicht zu einer der Arten zugeordnet werden. Die Simuliidae-Zönose des urbanen Gewässertyps 9 wird zusätzlich zu den genannten Taxa von *Simulium reptans* (12 %), *S. ornatum* Gr. (7,6 %) und *Simulium equinum* (5,6 %) gebildet.

Tab. 6.8: Mittlere prozentuale Anteile der Taxa an den Gewässertypen, sowie die mittlere Individuenzahl pro Typ.

	Referenz Typ5	Referenz Typ 9	urban Typ 5	urban Typ 9
Individuenzahl (Mittelwert)	118	98	89	97
<i>Prosimulium hirtipes</i> (FRIES)	63,5	2,1	49	1,7
<i>Simulium argyreatum</i> MEIGEN	24,8	20,4	4	
<i>Simulium-aureum</i> Gr.	0,4		0,7	0,2
<i>Simulium equinum</i> (LINNAEUS)				5,6
<i>Simulium morsitans</i> EDWARDS	0,4			
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	0,2		2,9	7,6
<i>Simulium reptans</i> (LINNAEUS)				12
<i>Simulium variegatum</i> MEIGEN	0,8	56,1	12,8	41,4
<i>Simulium vernum</i> Gr.	0,5		1,5	0,4
<i>Simulium argyreatum/variegatum</i> Gr.	9,5	21,4	29,1	31,1

Mit dem Mann-Whitney-U-Test wurde überprüft, ob sich die für die Simuliidae-Zönosen der urbanen Fließgewässertypen 5 und 9 (Bäche und Flüsse) beobachteten Unterschiede signifikant unterscheiden (Tab. 6.9).

Tab. 6.9: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests für die Unterschiede zwischen den Gewässertypen, sowie zwischen Referenzstellen und urbanen Gewässerabschnitten ( $p < 0,05$  = signifikant;  $p < 0,1$  = bedingt signifikant).

U-Test für Gruppe 1 (Bach) und Gruppe 2 (Fluss)				
	Mann-Whitney-U	Wilcoxon-W	Z	p-level
<b>Prosimulium hirtipes (FRIES)</b>	13	34	3,150	0,002
<b>Simulium equinum (LINNAEUS)</b>	65	112	-2,082	0,037
<b>Simulium ornatum-Gr.</b>	50	127	-1,778	0,075
<b>Simulium reptans (LINNAEUS)</b>	65	112	-2,082	0,037
U-Test für Gruppe 1 (Referenz) und Gruppe 2 (urban)				
<b>Prosimulium hirtipes (FRIES)</b>	43	179	1,952	0,041

Es ergeben sich signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) hinsichtlich vier Arten:

- 1) Die Abundanz von *P. hirtipes* ist in den Flüssen signifikant geringer als in den Bächen.
- 2) Die Arten *S. equinum* und *S. reptans* kommen in signifikant höheren Individuendichten in den Gewässern des Typs 9 als in denen des Typs 5 vor.
- 3) Für *S. ornatum* ist eine Zunahme der Individuenzahlen in den großen Gewässern lediglich bedingt signifikant.

Die Annahme, dass sich Referenzstellen und urbane Gewässerabschnitte unterscheiden, wurde ebenfalls mit dem Mann-Whitney-U-Test überprüft. Da für die Gewässer des Typs 9 lediglich eine Referenzstelle und fünf urbane Probestellen zur Verfügung standen, wurde für diese Gruppe auf Grund der geringen Anzahl auf den Test verzichtet.

Das Ergebnis des Tests für den Gewässertyp 5 ist ebenfalls in Tabelle 6.9 dargestellt: Die Individuenzahlen von *Prosimulium hirtipes* sind an den naturnahen Gewässerabschnitten des Typs 5 signifikant höher als an den morphologisch degradierten Abschnitten.

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) mittels CANOCO<sup>®</sup> liefert eine andere Ebene der Analyse (Abb. 6.13). Für die Darstellung wurden lediglich Taxa mit Erklärungsanteilen  $> 30\%$  ausgewählt. Das Verteilungsmuster der Kriebelmücken lässt sich wie folgt beschreiben: *Prosimulium hirtipes* und *Simulium ornatum* bilden einen gegensätzlichen Gradienten, der ein gemeinsames, zahlreiches Vorkommen ausschließt. In der Mitte der Grafik liegen die Probestellen (vorwiegend urbane Gewässer des Typs 5), die von beiden Taxa besiedelt werden. Der zweite Gradient (2. Achse) wird durch die *Simulium*

*argyreatum* Gr. dominiert, deren Abundanz in Richtung einiger urbaner Gewässer des Typs 5, sowie einiger Referenzstellen zunimmt; an zwei Referenzstellen kommt *S. argyreatum* jedoch gar nicht vor.

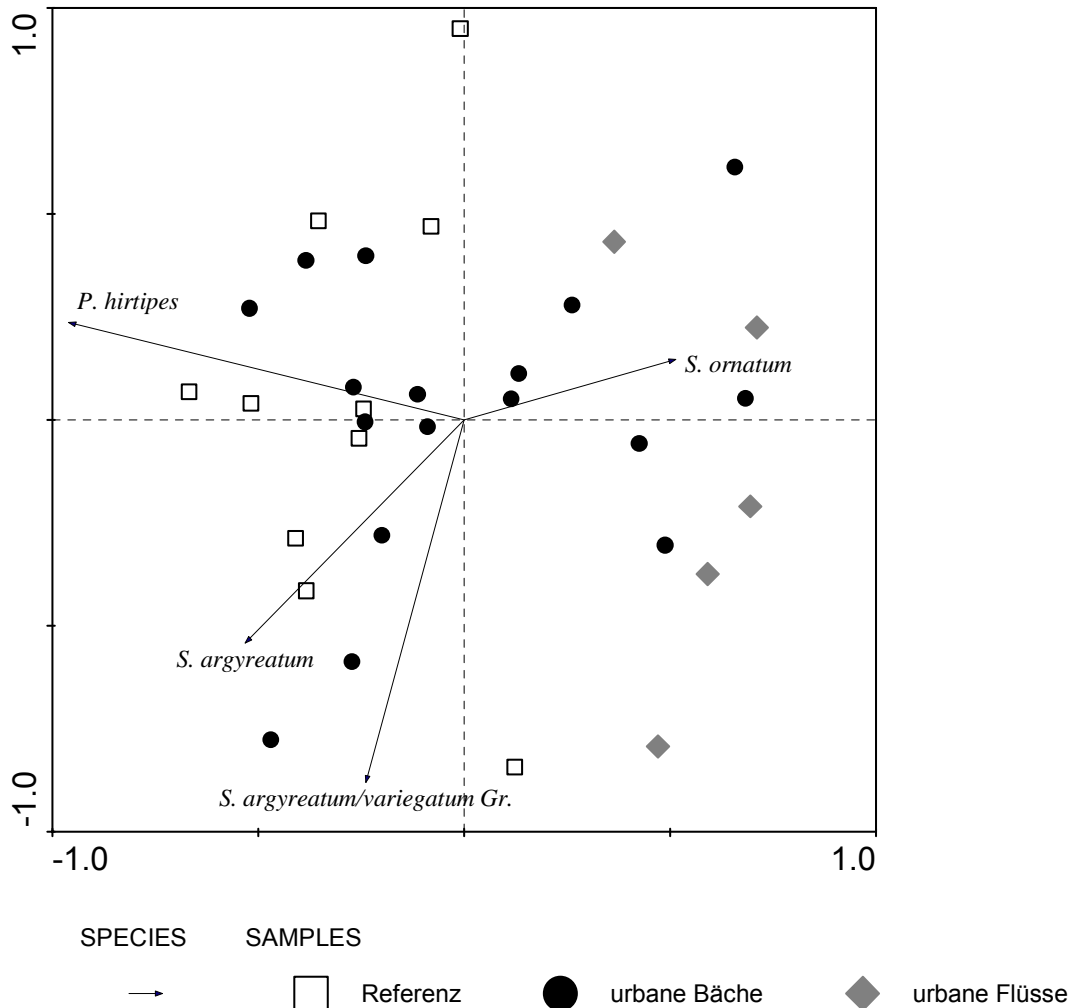


Abb. 6.13: PCA-Plot mit CANOCO®. Dargestellt sind nur die die Simuliidae-Taxa, die einen Erklärungsanteil > 30 % an der Verteilung der Probestellenpunkte im Koordinatensystem besitzen.

Zusammenfassend lässt sich sagen: *P. hirtipes* und *S. ornatum* bedingen die Unterscheidung zwischen Bächen und Flüssen; die Korrelation von *P. hirtipes* und *S. ornatum* mit der ersten Achse beträgt 66 %. Die Gruppen *S. argyreatum* und *S. argyreatum/variegatum* korrelieren mit der zweiten Achse mit 54 %.



### 6.4.2 Funktionale Gruppen

Eine Betrachtung der Habitatpräferenzen (Abb. 6.14) der Simuliidae-Zönose zeigt, dass insbesondere an den Referenzstellen vorwiegend Kriebelmücken mit Präferenz für Grobkies und Blöcke > 2 cm (Lithal) vorkommen. Der Anteil der Lithalbewohner unter den Simuliidae liegt für die Referenzgewässer im Mittel bei 72,9 %. Der Anteil der Stein- und Grobkiesbewohner nimmt in den urbanen Gewässern des Typs 5 im Mittel etwas zugunsten der Simuliidae ‚ohne Habitatpräferenz‘ (SON) ab. Dagegen nimmt der Anteil der Phytalbewohner zu; für die urbanen Gewässer des Typs 5 liegt er im Mittel bei 3,9 %, und von den Simuliidae-Funden in den urbanen Gewässern des Typs 9 können im Mittel 16,3 % der Tiere den Phytalbewohnern zugeordnet werden.

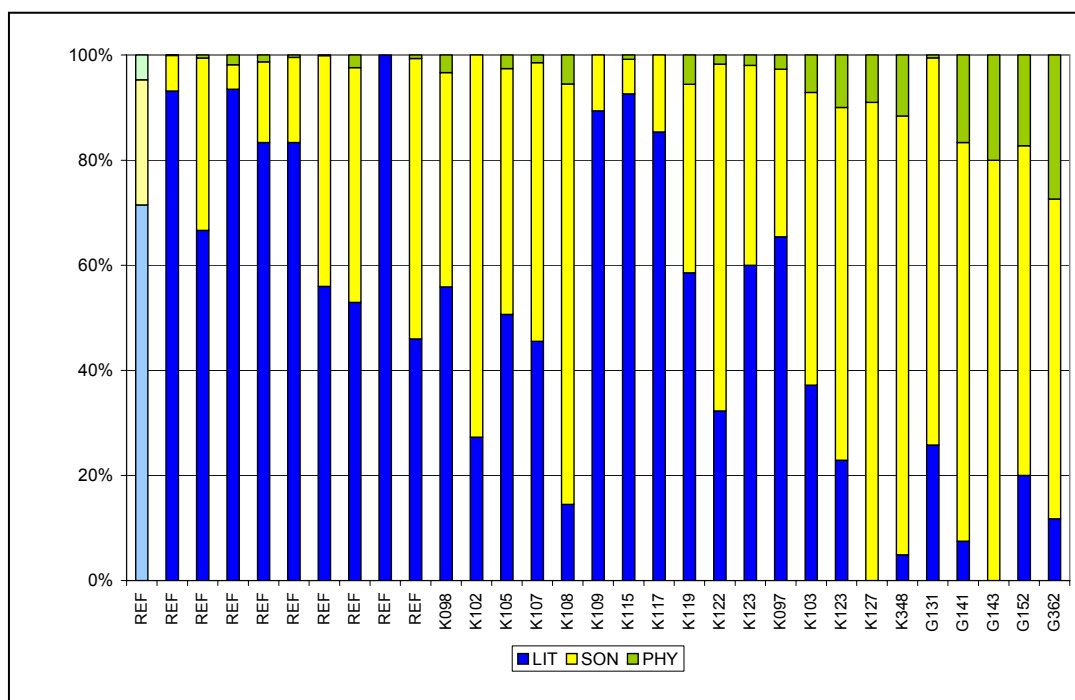


Abb. 6.14: Prozentualer Anteil der Habitatpräferenzen (Abkürzungen entsprechen denen in Tab. 6.6) an den Gewässerabschnitten der Hauptuntersuchungsphase. Von links nach rechts nimmt die Gewässergröße zu und die Naturnähe ab (REF = Referenzgewässer, K = Gewässer des Typs 5, G = Gewässer des Typs 9). Heller gefärbt ist die Referenzstelle für Typ 9.

Weiter erfolgte für die Taxa der Hauptuntersuchungsphase eine Zuordnung zu den Assoziationen von GLATTHAAR (1978). Der Anteil der campestrischen Simuliidae-Arten, also der Tiere mit Präferenz für offene Gewässerabschnitte, nimmt mit der Gewässergröße zu: Für naturnahe Gewässer des Typs 5 liegt der maximale prozentuale Anteil campestrischer Arten bei 0,5 %, für

urbane, morphologisch degradierte Gewässer des Typs 5 liegt er bei maximal 33 % (K127, K123 in Abb. 6.15). Fließgewässer des Typs 9 mit einer Gewässerbreite von 8 -15 Metern beherbergen einen mittleren prozentualen Anteil campestrischer Simuliidae-Arten von 43 %; maximal ist der prozentuale Anteil an Probestelle G131 (61 %).

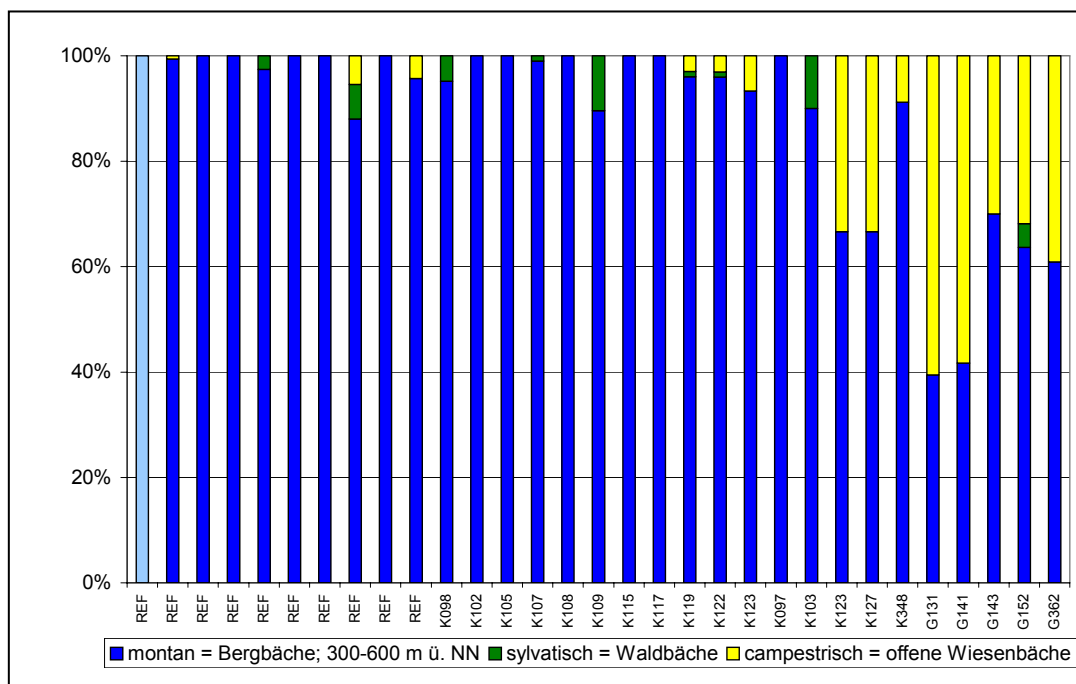


Abb. 6.15: Zuordnung der Kriebelmücken zu den Assoziationen nach GLATTHAAR (1978) und prozentuale Aufteilung an den Probestellen. Von links nach rechts nimmt die Gewässergröße zu und die Naturnähe ab (REF = Referenzgewässer, K = Gewässer des Typs 5, G = Gewässer des Typs 9). Heller gefärbt ist die Referenzstelle für Typ 9.

### 6.4.3 Korrelationen mit morphologischen Parametern

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Korrelationen der Simuliidae-Besammlungen der Referenzstellen und urbanen Gewässer des Typs 5 mit ausgewählten Umweltvariablen zur Charakterisierung der Habitate und des Einzugsgebiets (siehe auch Anhang A5) vorgestellt.

Zunächst sollte eine Redundanzanalyse für die Artenlisten der Probestellen mit allen Umweltfaktoren zeigen, welchen Erklärungsanteil einzelne Parameter an der Verteilung der Simuliidae-Arten haben. In Tabelle 5.10 sind die Korrelationskoeffizienten für die Achsen 1 – 4 für ausgewählte Umweltfaktoren dargestellt. Akzeptiert wurden Korrelationen, für die  $\lambda > 0,2$  war. Ein  $\lambda$ -Wert von 0,2 gilt für faunistische Daten als hoch (HAIDECKER, mündliche Mitteilung).

Die höchsten Erklärungsanteile für die Verteilung der Simuliidae-Zönose ergeben sich für die Nutzungsanteile Bebauung (Industrie/Siedlung) im Einzugsgebiet und den geografischen Umweltfaktor ‚Quellentfernung‘.

Für das Gewässerbett betreffende Umweltvariablen, wie die Verteilung der Substrate („Mikrolithal“) und das Auftreten von feinputikulärem und grobpartikulärem Material (FPOM, CPOM) ergaben sich Korrelationskoeffizienten von > 30 % an der Verteilung der Probestellen bezogen auf die 1. Achse; ihr Gesamterklärungsanteil geht jedoch stark zurück.

Tab. 6.10: Ergebnisse der Redundanzanalyse mit CANOCO®. Dargestellt sind der Korrelationskoeffizient mit den Achsen und die Korrelationen > 30 % mit der ersten Achse.

	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
<b>Bebauung (Industrie) [%]</b>	<b>0.6645</b>	0.1423	0.2050	0.0663
<b>Bebauung (Wohngebiet) [%]</b>	<b>0.5906</b>	0.1562	0.2354	-0.0299
<b>Entfernung von der Quelle [km]</b>	<b>0.4634</b>	-0.3388	0.0609	-0.1398
<b>durchschnittliche Tiefe [cm]</b>	<b>0.4704</b>	-0.3091	-0.0574	-0.2015
<b>maximale Tiefe [cm]</b>	<b>0.4393</b>	-0.2937	0.0057	-0.2193
<b>Fließgeschwindigkeit [m/s]</b>	<b>0.3328</b>	-0.5391	0.0214	-0.2130
<b>Einzugsgebiet [km²]</b>	<b>0.3991</b>	-0.2163	0.0933	-0.2826
<b>mikrolithal &gt;2cm bis 6cm</b>	<b>-0.3824</b>	0.4127	0.2487	0.0018
<b>Höhe über NN [m]</b>	<b>-0.4103</b>	0.2386	0.3467	-0.0505
<b>keine Uferbefestigung links</b>	<b>-0.4418</b>	0.1452	0.2659	0.0572

Eine Analyse auf Artniveau belegt für *Prosimulium hirtipes* eine deutliche positive Korrelation mit allen Faktoren, die auf die Naturnähe eines Gewässers hinweisen (Tab. 6.11).

Bemerkenswert hohe positive Zusammenhänge ergab der Spearman-Rang-Test zwischen der Abundanz von *Prosimulium hirtipes* und den Anteilen an Wald/Forst im Einzugsgebiet sowie den Anteilen an Totholz ( $p \leq 0,001$ ) und CPOM im Gewässer ( $p = 0,005$ ).

Hingegen verdeutlichen die Ergebnisse eine negative Korrelation von *P. hirtipes* mit jenen Faktoren, die auf anthropogene Beeinträchtigung des Gewässers und seines Umfeldes hinweisen (Anteil an Industrie- und Siedlungsbauung im Einzugsgebiet,  $p \leq 0,001$ ; Uferverbau).

Die 10-Punkte-Verteilung nach SCHMEDTJE & COLLING (1996) ordnet *P. hirtipes* den quellnahen, hyporhithralen Gewässerabschnitten zu. Die vorliegende Analyse zeigt durch negative Korrelation dieser Art mit der Gewässerbreite und -tiefe, sowie der Quellentfernung, jedoch durch positive Korrelation

mit der Höhenlage, dass *P. hirtipes* deutlich als Art der kleinen Bachoberläufe gelten muss. Insbesondere in urban verbauten Gewässerabschnitten kommt es zu einer Zunahme der Gewässertiefe durch Eintiefung (Abb. 6.16).

Tab. 6.11: Korrelationen nach dem Spearman-Rangsummentest für *P. hirtipes* mit ausgewählten Umweltfaktoren. Fett hervorgehoben ist das Bestimmtheitsmaß > 30 % (- Abnahme, + Zunahme). Signifikanzeinteilung folgt Kap. 3.4.2

	Spearman R	R <sup>2</sup>	t(N-2)	p-level	Signifikanz
Quellentfernung [km]	-0,35	0,12	-2,054	0,049	*
Höhe über N.N. [m]	0,41	0,17	2,471	0,019	*
Einzugsgebietsgröße [km <sup>2</sup> ]	-0,41	0,17	-2,454	0,020	*
Anteil Forst/Wald [%]	0,41	0,17	2,486	0,019	*
Anteil Siedlungsbebauung [%]	-0,63	<b>0,39</b>	-4,425	<0,001	***
Anteil Industriebebauung [%]	-0,75	<b>0,56</b>	-6,133	<0,001	***
Breite nat. Vegetation links [m]	0,39	0,15	2,297	0,029	*
ohne Uferverbau links [%]	0,51	0,26	3,273	0,003	**
ohne Uferverbau rechts [%]	0,42	0,18	2,523	0,017	*
Microlithal [%]	0,48	0,23	3,001	0,005	**
Xylal = Anteil Totholz [%]	0,58	<b>0,34</b>	3,934	<0,001	***
CPOM [%]	0,49	0,24	3,052	0,005	**
Gewässerbreite [m]	-0,45	0,20	-2,745	0,010	**
maximale Tiefe [cm]	-0,38	0,14	-2,217	0,034	*

Gegenläufig zu *P. hirtipes* sind die für *Simulium ornatum* Gr. ermittelten Korrelationen (vgl. Tab. 6.12). Jede der signifikanten Korrelationen belegt, dass *S. ornatum* Gr. seinen Schwerpunkt in größeren, offeneren und stärker anthropogen beeinflussten Gewässern hat: Die Abundanz von *S. ornatum* Gr. korrelierte positiv zu den Parametern ‚Einzugsgebietsgröße‘, ‚Gewässertiefe‘ und dem prozentualen Anteil an ‚Industriebebauung‘.

Tab. 6.12: Korrelationen nach dem Spearman-Rangsummentest für *S. ornatum* mit ausgewählten Umweltfaktoren. Signifikanzeinteilung folgt Kap. 3.4.2.

	Spearman R	R <sup>2</sup>	t(N-2)	p-level	Signifikanz
Einzugsgebietsgröße [km <sup>2</sup> ]	0,36	0,13	2,113	0,043	*
Anteil Industriebebauung [%]	0,47	0,22	2,923	0,007	**
Algenbewuchs [%]	0,40	0,16	2,418	0,022	*
maximale Tiefe [cm]	0,36	0,13	2,132	0,041	*

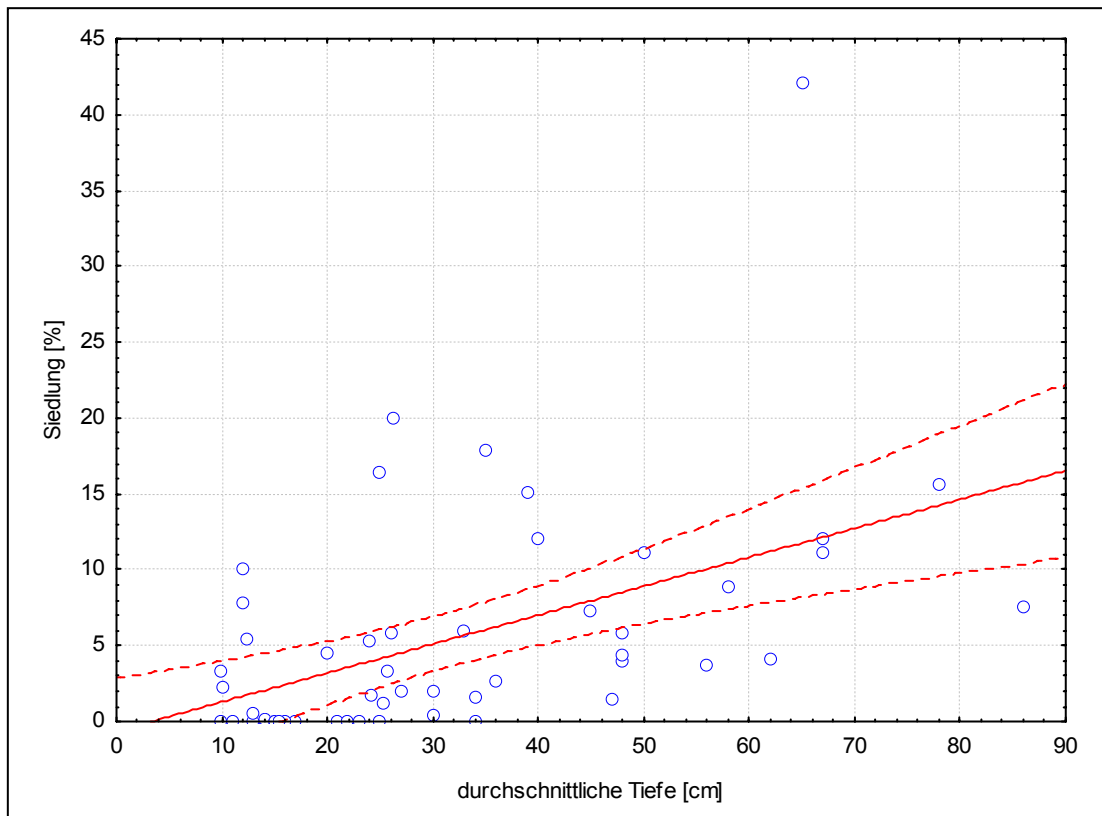


Abb. 6.16: Streudiagramm für die Korrelation der Parameter Siedlungsanteil im Einzugsgebiet und mittlere Gewässertiefe. Dargestellt sind die Regressionsgerade mit  $y = -0,6216 + 0,1908 \cdot x$  und das 95 % Konfidenzintervall.

#### 6.4.4 Vergleich der Besammlungsmethoden für Simuliidae

Eine Betrachtung der Individuenzahlen der Simuliidae, die mittels der beiden Aufsammlungsmethoden erfasst werden, liefert wesentliche Unterschiede: Bei der 'AQEM Multihabitat Sampling Methode', bei der Habitate < 5 % Anteil im Gewässerbett außer Acht gelassen werden, liegt die mittlere Individuenzahl der Simuliidae bei maximal 83 Individuen pro Probestelle. Mit der Handaufsammlung, die besonders solche Habitate fokussiert, liegt die mittlere Individuenzahl bei maximal 158 Simuliidae pro Probestelle (Abb. 6.17).

Hinsichtlich der Einordnung der Simuliidae-Funde als Indikatoren für eine gute oder schlechte Gewässermorphologie ist eine Determination auf bestmöglichem Niveau erforderlich. Dazu sind insbesondere die Larven mit reifem Histoblasten bzw. die Puppenstadien erforderlich. Es zeigte sich, dass mit Kenntnis der bevorzugten Sitzplätze aus einer Handaufsammlung ein höherer Anteil dieser Stadien resultiert. Insbesondere für die Frühjahrsbesammlung und die Sommeraufnahme erreicht der prozentuale Anteil der zur Bestimmung dienenden Larven- und Puppenstadien stets über 70 % der Gesamtausbeute. Für die AQEM-Methode liegt dieser Anteil stets unter 20 %

(Abb. 6.18). Die Besammlungsmethode ‚Handaufsammlung‘ resultierte in der Identifizierung von insgesamt elf Taxa.

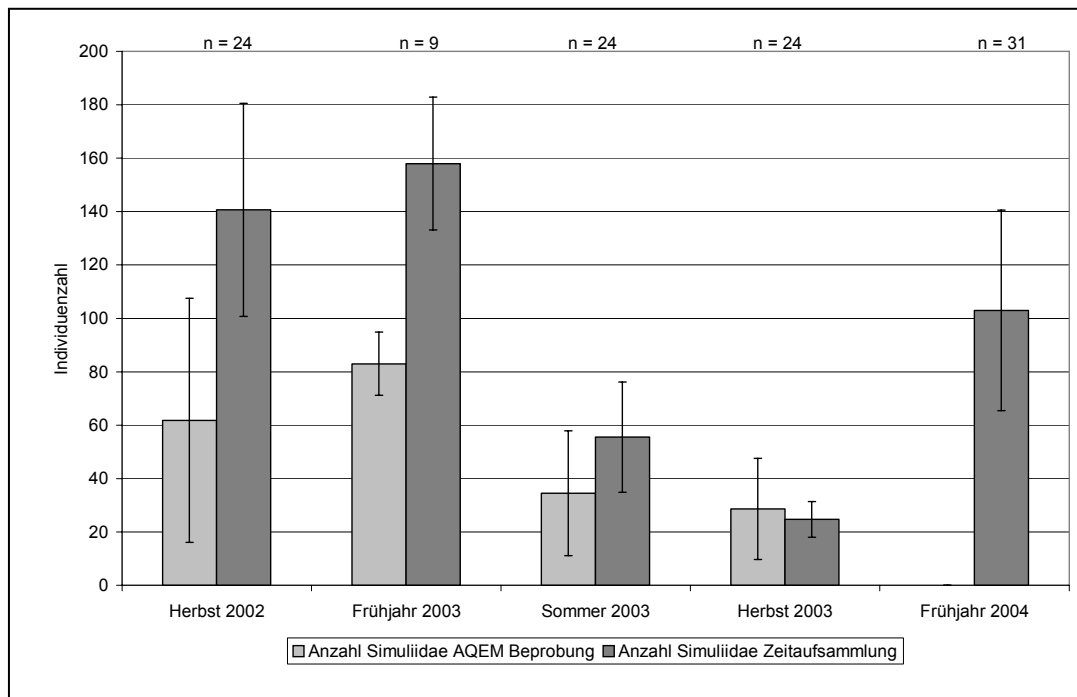


Abb. 6.17: Mittlere Individuenzahlen und Standardabweichung der Simuliidae besammelt mittels der AQEM-Methode bzw. per Handaufsammlung. Die Anzahl der in die Berechnung eingehenden Probestellen ist mit n gekennzeichnet.

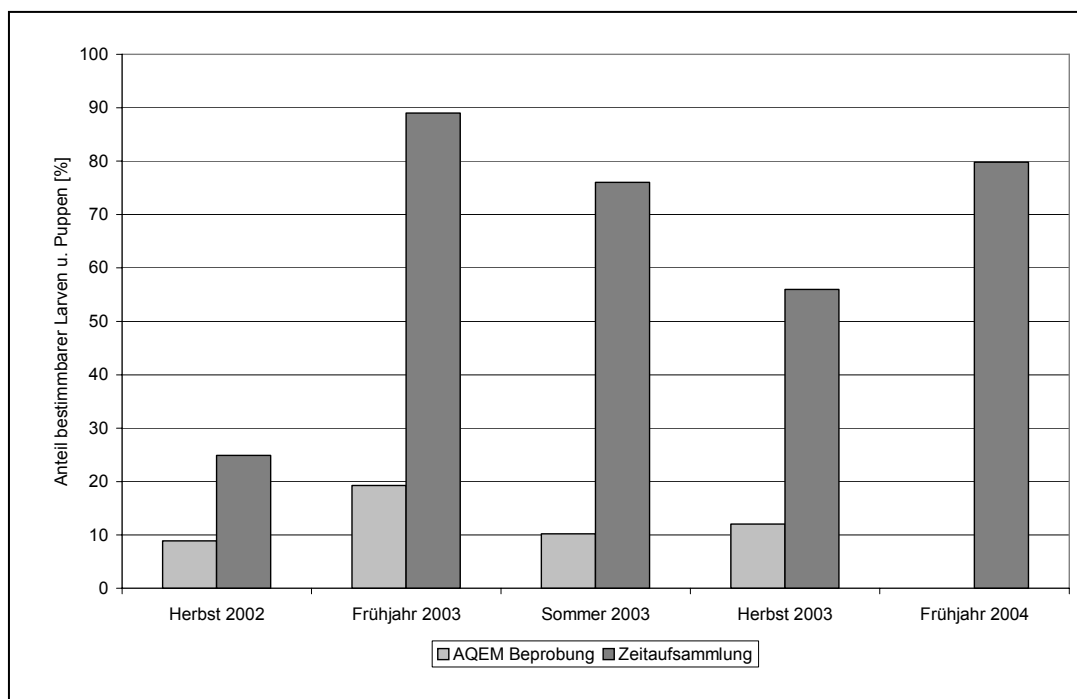


Abb. 6.18: Prozentualer Anteil der reifen Larven und Puppen an den Simuliidae-Funden der unterschiedlichen Besammlungsmethoden.

Die Bewertung mit dem AQEM-Assessment-Programme resultiert in der Ausgabe einer Bewertungsklasse, die für den höchsten ökologischen Zustand der Fauna einer Probestelle ‚high‘ (1) und für den schlechtesten Zustand ‚bad‘ (5) vergibt. Die Klassen lassen sich als feste Werte zwischen 0,1 und 0,5 dem Ausgabeblatt der Bewertung entnehmen. Eine Korrelation der Individuenzahlen der Kriebelmücken mit diesen Klassenwerten (AQEM-Index oder EQUIM) sollte zeigen, ob es einen Zusammenhang zwischen der Bewertung der gesamten Benthosfauna einer Probestelle und dem Vorkommen der Simuliidae gibt und ob die Handaufsammlung präzisere Ergebnisse liefert.

Zunächst wurden die Ergebnisse der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ korreliert (Abb. 6.19). Für alle drei Beprobungsdaten ergaben sich ähnliche Streudiagramme. Die Individuenzahl von *Simulium spec.* korreliert nicht sichtbar mit dem AQEM-Index (der Bewertungsklasse).

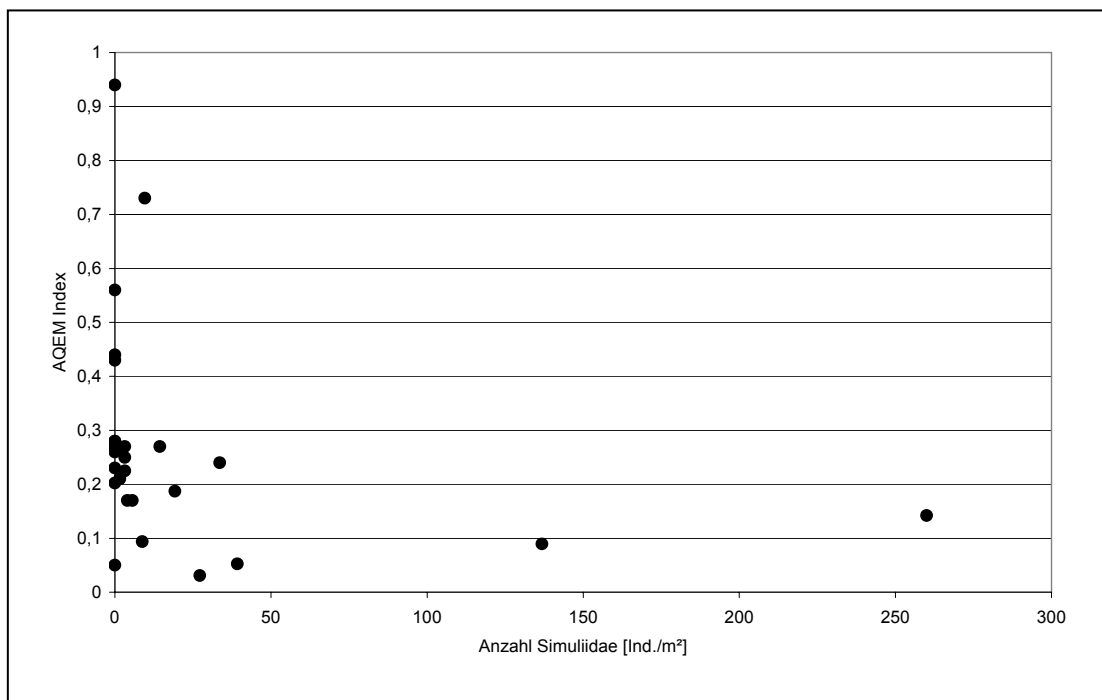


Abb. 6.19: Streudiagramm für die Anzahl der Kriebelmücken (*Simulium spec.*), die bei der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ im Sommer 2003 erfasst wurden, und den AQEM-Index für die Gesamtfuna an den Probestellen.

Bei der Handaufsammlung konnte *Simulium spec.* in verschiedene Arten aufgetrennt werden. Die Anzahl der Arten pro Probestelle wurde mittels des Spearman-Rangsummentests mit dem AQEM-Index korreliert. Es ergaben

sich signifikante Korrelationen: Die Zahlen von *P. hirtipes*, *S. argyreatum* und der *S. argyreatum/variegatum* Gr. nahmen mit steigendem AQEM-Morphology-Index zu; also je besser die Bewertung der Gesamtfaua, desto mehr Individuen dieser drei Taxa besiedeln die Probestellen. *S. ornatum* Gr. verhält sich gegenläufig: Je schlechter die AQEM-Bewertung für die Gesamtfaua ausfällt, desto höher sind die Individuenzahlen dieser Art (Tab. 6.14).

Tab. 6.14: Ergebnisse des Spearman Rangsummentests für die Taxa der Handaufsammlung und dem AQEM-Morphology-Index. Aufgeführt sind nur die Korrelationen mit  $p < 0,1$  (bedingt sigifikant). Fett hervorgehoben: Bestimmtheitsmaß  $R^2 > 0,5$ .

	Spearman R	<b>R<sup>2</sup></b>	t(N-2)	p-level	Signifikanz
<b>Prosimulium hirtipes (FRIES)</b>	0,71	<b>0,50</b>	5,464	<0,001	***
<b>Simulium argyreatum MEIGEN</b>	0,81	<b>0,66</b>	7,622	<0,001	***
<b>Simulium ornatum Gr</b>	-0,65	0,42	-3,118	0,004	*
<b>Simulium argyreatum/variegatum Gr.</b>	0,35	0,12	2,037	0,051	(*)

*P. hirtipes* zählt für den in die Gesamtbewertung des AQEM-Index eingehenden ‚German Fauna Index‘ als Indikatortaxon für den Gewässertyp 5 mit der Höchstzahl von 2, für *S. argyreatum* wird 1 angegeben. Die Indikatortaxa konnten bisher nicht im Einzelnen überprüft werden (MEIER 2004, mündliche Mitteilung). Die vorliegende Untersuchung kann demnach wesentlich zur Validierung dieser Einschätzung beitragen.

Der AQEM-Index setzt sich aus gewässertypspezifischen Einzelmetrics zusammen (‚Core-Metrics‘); im Fall des Typ 5-Gewässers aus dem ‚German Fauna Index‘, der Diversität nach Shannon-Wiener, dem prozentualen Anteil der Metarhithralbewohner, dem Rheoindex nach BANNING (1990) und dem Anteil der EPT-Taxa. Die Festlegung der Bewertungsklassen von AQEM erfolgte in 0,2er-Schritten. Die Klassen lauten: Bad (sehr schlecht) 0-0,2, poor (schlecht) 0,2-0,4, moderate (mäßig) 0,4-0,6, good (guter ökologischer Zustand) 0,6-0,8 und high (höchster ökologischer Zustand) 0,8-1.

Die Korrelation von *S. argyreatum* mit dem AQEM-Index, sowie die Einteilung der Bewertungsklassen sind in Abb. 6.20 dargestellt.



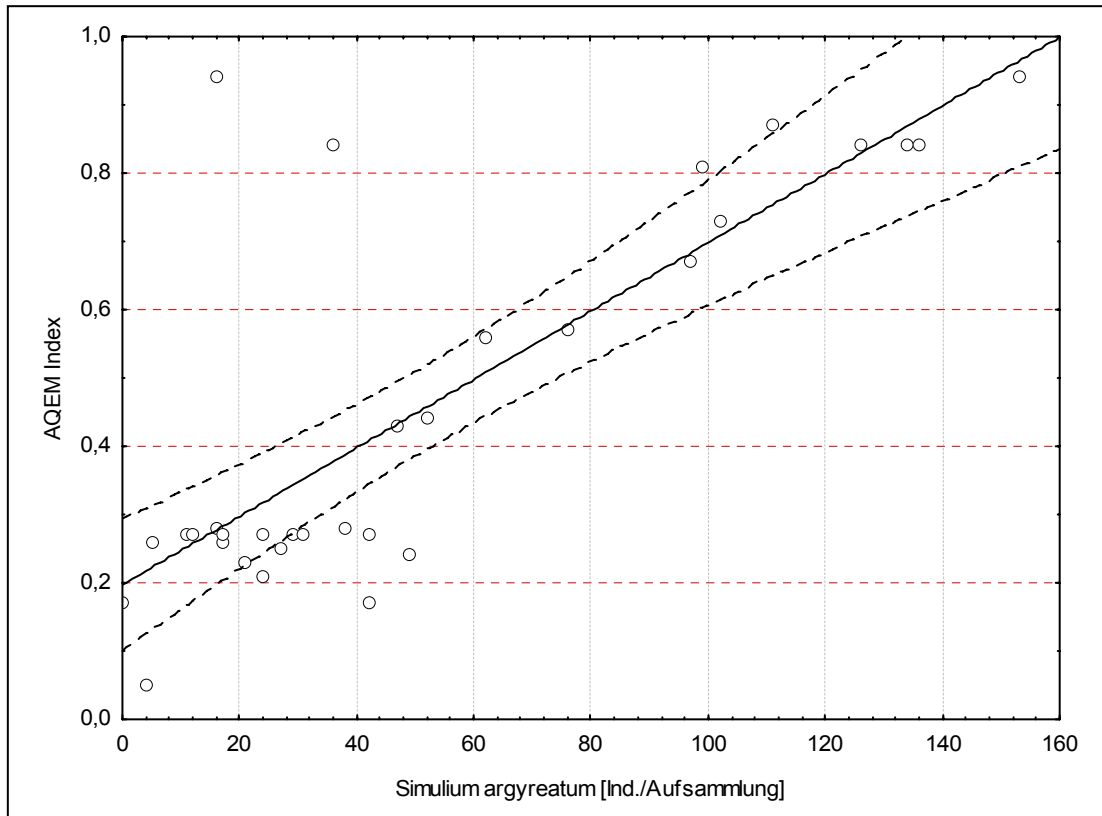


Abb. 6.20: Streudiagramm für die Korrelation zwischen dem AQEM-Index der Gesamtfaua und der Individuenzahl von *S. argyreatum*. Die roten gestrichelten Linien stellen die Klassengrenzen der Bewertung dar.

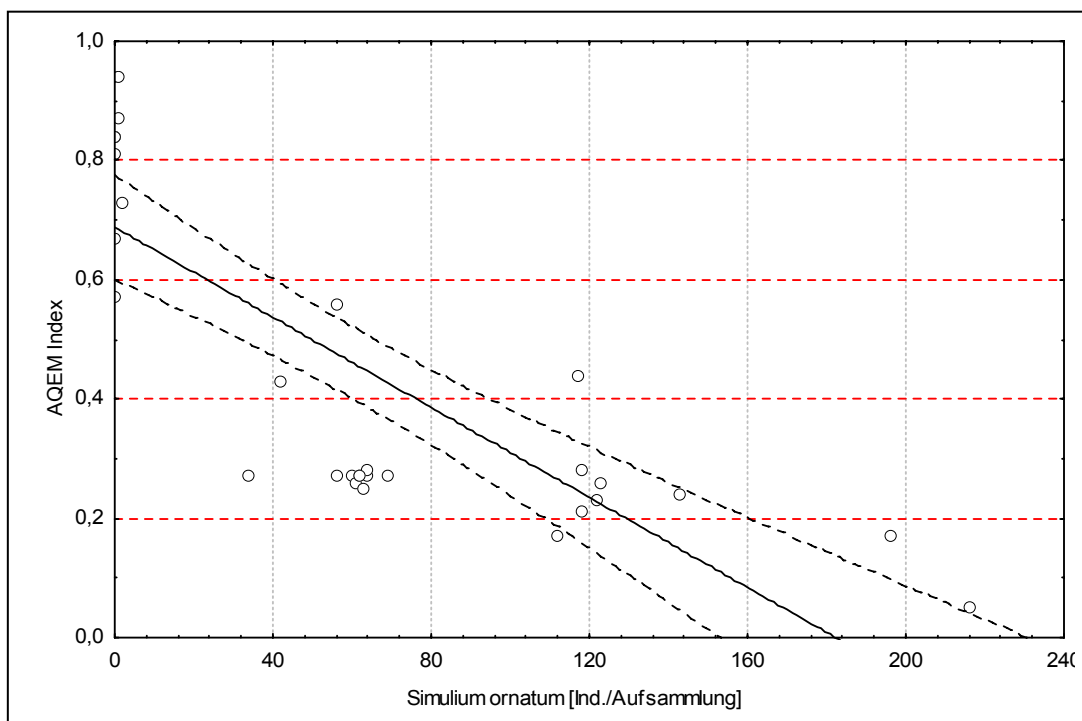


Abb. 6.21: Streudiagramm für die Korrelation zwischen dem AQEM-Index der Gesamtfaua und der Individuenzahl von *S. ornatum*. Die roten gestrichelten Linien stellen die Klassengrenzen der Bewertung dar.

Ein Taxon, das bisher nicht in der Liste der Indikatortaxa des ‚German Fauna Index‘ vorkommt, ist *S. ornatum*.

Die vorliegende Untersuchung belegt eine deutliche negative Korrelation mit dem AQEM-Index der Gesamtfaua, d. h. mit Zunahme naturnaher Strukturen, die eine steigende Abundanz sensibler Taxa der Makrozoobenthos-Zönose nach sich zieht, geht die Individuenzahl der Art *S. ornatum* zurück (Abb. 6.21). Diese Art könnte somit als Indikatortaxon mit einer Bewertung von -2 für Gewässertyp 5 in die Liste der Indikatortaxa des ‚German Fauna Index‘ aufgenommen werden.

#### 6.4.5 Zusammenfassung von Kapitel 6.4

- Die ‚top-down‘-Ausweisung der Fließgewässertypen des silikatischen Grundgebirges kann mittels der Simuliidae-Zönose der untersuchten Gewässerabschnitte validiert werden.
- Die morphologischen Schädigungen überlagern nicht die Fließgewässertypen; *P. hirtipes* wurde in hohen Zahlen in den Referenzgewässern des Typs 5 gefunden, in etwas geringeren Zahlen in den urbanen Gewässerabschnitten des Typs 5. Die Gewässer des Typs 9 werden von *S. argyreatum/variegatum* Gr. dominiert. Die Arten *S. reptans* und *S. equinum* kommen nur in Gewässern des Typs 9 vor.
- Die Abundanz von *P. hirtipes* ist in den urbanen Gewässerabschnitten des Typs 5 signifikant geringer als an den Referenzstellen; hingegen nimmt die Individuenzahl der Gruppe *S. argyreatum/variegatum* leicht zu.
- Der Anteil campestrischer Simuliidae mit einer Präferenz für offene Wiesenbäche nimmt mit der Gewässergröße leicht zu: *S. ornatum* ist vorwiegend in Gewässern des Typs 9, aber auch in stark morphologisch degradierten Gewässern des Typs 5 nachzuweisen.
- Korrelationen der Simuliidae-Zönose des Typs 5 mit Habitatstrukturen vor Ort, geografischen Faktoren und der Landnutzung im Einzugsgebiet zeigen, dass *P. hirtipes* eng mit quellnahen, morphologisch unbelasteten Gewässern assoziiert ist. Die Abundanz von *S. ornatum* jedoch nimmt mit der Gewässergröße und dem Anteil an Bebauung im Einzugsgebiet zu.

- Ein Vergleich der Daten der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ und der in der vorliegenden Untersuchung angewendeten Zeitaufsammlung zeigt, dass in der Zeitaufsammlung im Mittel mehr Individuen gesammelt und diese auf Artniveau bestimmt werden können.
- Eine Kombination der detaillierten Habitatkartierung nach AQEM und der Handaufsammlungsmethode für Simuliidae liefert den Beleg für eine Eignung der Kriebelmücken als Indikator: Die Dichten von *P. hirtipes*, *S. argyreatum* und *S. ornatum* ändern sich mit der Naturnähe des Gewässers und reflektieren den Anteil an Totholz und POM im Gewässerbett, sowie den Charakter des Einzugsgebiets.

## 6.5 Diskussion

### 6.5.1 ‚Bottom-up‘-Validierung der Fließgewässertypen des silikatischen Mittelgebirges

In der vorliegenden Untersuchung konnten die Fließgewässertypen 5 und 9 ‚bottom-up‘ mittels der Simuliidae-Zönose validiert werden. Als dominantes Taxon der Zönose des Gewässertyps 5 wurde *Prosimulium hirtipes* identifiziert; weiterhin sind *S. argyreatum*, *S. vernum* Gr., *S. variegatum* und *S. morsitans* vertreten. Dominantes Taxon des Gewässertyps 9 ist *S. variegatum*, ferner konnten *S. argyreatum*, *S. reptans*, *S. ornatum* und *S. equinum* gefunden werden.

OFENBÖCK et al. (2002) konnten nachweisen, dass die genannten Taxa Schlüsselarten für die Gewässer der Ökoregion 9 (ILLIES 1978) sind. Häufigste Taxa für Gewässer mit einem Einzugsgebiet von 10-100 km<sup>2</sup> (entspricht Typ 5, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) waren in der genannten Studie *S. argyreatum*, *P. hirtipes*, *S. ornatum* und *S. vernum*. Für Gewässer mit einem Einzugsgebiet von 100-1000 km<sup>2</sup> (entspricht Typ 9, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) nennen die Autoren in absteigender Rangfolge ihres prozentualen Anteils *S. variegatum*, *S. ornatum*, *S. reptans*, *S. argyreatum* und *S. equinum* (OFENBÖCK et al. 2002).

Somit erfolgte in der vorliegenden Arbeit der Nachweis, dass die Gewässer des silikatischen Mittelgebirges im Ruhreinzugsgebiet die europaweite ‚top-down‘-Typologie bestätigen.

Aus Untersuchungen einer Vielzahl von möglichst naturnahen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen resultierten Leitbilder für eine regionalisierte Fließgewässertypologie (LANDESUMWELTAMT NRW 1999b). *Simulium venum* wird darin als Leitart für große Bäche im silikatischen Mittelgebirge (Grundgebirge) genannt. Leitart für mittelgroße bis große Fließgewässer im silikatischen Mittelgebirge (Schottergeprägter Fluss, LANDESUMWELTAMT 2001) ist *Simulium reptans*. Diese Art wurde bereits von KNOZ (1965) als Besiedler größerer Flüsse beschrieben.

### 6.5.2 Simuliidae als Anzeiger von Störungen im Längskontinuum

Mit dem ‚River-Continuum-Concept‘ (RCC) versuchen VANNOTE et al. (1980) die ökologischen Veränderungen des in eine Richtung fließenden, dabei ein immer größer werdendes Einzugsgebiet einschließenden Wassers zu erfassen. Zwar wurde an dieser „Kontinuität“ der Fließgewässer Kritik geübt, da sie diskontinuierliche Effekte wie z. B. durch größere Zuflüsse nicht betrachtet (STATZNER & HIGLER 1986), jedoch werden in den etablierten Bewertungssystemen Abweichungen gegenüber dem idealtypischen, längszönotischen Erscheinungsbild eines Fließgewässers zur Beurteilung der Zönose herangezogen (MOOG 1995, SCHMEDTJE & COLLING 1996, AQEM CONSORTIUM 2002). So bezeichnete SCHUHMACHER (1986) die abiotischen und biozönotischen Veränderungen innerhalb der Zoozönose von Mittelgebirgsbächen nach der Passage von Fischteichanlagen, die dem ursprünglich unbelasteten Rhithralgewässer potamale Züge verleihen als ‚Potamalisierung‘ (vgl. DARSCHNIK & SCHUHMACHER 1987).

Simuliidae werden – von wenigen Ausnahmen abgesehen – den Filtrierern zugeordnet. Als Sammler von feinpartikulärem Material wären sie ernährungsökologisch somit eher im Hyporhithral bis Potamal zu finden. Da jedoch insbesondere die Habitatqualität durch Erhöhung der Wassertemperatur und reduzierte Beschattung im Längsverlauf des Gewässers eine Veränderung erfährt, können einzelnen Arten der Simuliidae Präferenzen für Gewässerabschnitte im Längskontinuum zugewiesen werden (GLATTHAAR 1978, SEITZ 1992).

Die vorliegende Untersuchung unterstützt die Einordnung der Simuliidae in das Längskontinuum und konnte nachweisen, dass über eine Artenverschie-

bung der Simuliidae eine ‚Potamalisierung‘ von Gewässerabschnitten erkennbar ist.

Zu den Arten des **Krenals bis oberen Rhithrals** gehören *Prosimulium hirtipes* und *Prosimulium tomosvaryi*. Als präferierte Habitate in Gewässern über 500 m ü. NN beschreibt SEITZ (1992) für die Larven von *P. hirtipes* Zweige und Steine in turbulenter Strömung. *P. tomosvaryi* kann in Europa in kleineren, schnell fließenden Bächen im Mittelgebirge in Höhen von 50 bis 2000 m gefunden werden (SEITZ 1992). Beide *Prosimulium*-Arten kommen häufig zusammen vor (SEITZ 1992). In den Beprobungen des Ruhreinzugsgebiets wurde überwiegend *P. hirtipes* gefunden; *P. tomosvaryi* trat lediglich als Einzelfund auf. CROSSKEY & CROSSKEY (2002) schreiben, dass diese Art in England nur in Ost-Sussex vorkommt, und dort nur in tiefen, bewaldeten Tälern und assoziiert mit schweren Lehmböden. Das Wasser ist eher sauer und eisenreich und die Gewässer sind stark beschattet. Von 800 Probestellen kam *P. tomosvaryi* lediglich an zehn Stellen vor. Das ist vergleichbar mit dem in dieser Untersuchung gefundenen ‚sporadischen‘ Auftreten dieser Tiere.

Aufgrund einer Überempfindlichkeit der Larven gegenüber Wassertemperaturen von  $> 15^{\circ}\text{C}$  haben diese univoltinen Arten einen speziellen Entwicklungszyklus entwickelt (DAVIES & SMITH 1958). In der wärmsten Zeit des Jahres erfahren die Eier eine Diapause von Juni bis Oktober, erst dann schlüpfen die Junglarven, die sich sehr langsam bis Anfang Februar entwickeln und bereits Mitte bis Ende Februar können dann die reifen Larven bzw. erste Puppen gefunden werden. Die Eier werden auf feuchten terrestrischen Moosen abgelegt, die die Larven erst nach den herbstlichen Regenfällen oder mit dem Schmelzwasser im Winter verlassen (ZWICK & ZWICK 1990). Aufgrund dieser Bindung an Moose, die in der Regel nur im Schatten von Bäumen wachsen können, ergibt sich eine Präferenz für bewaldete Mittel- und Unterläufe von Bächen (Funde im Bayerischen Wald von SEITZ 1992).

In der vorliegenden Untersuchung traten Larven und Puppen von *P. hirtipes* in den Monaten Februar und März, sowie in niedrigeren Zahlen im April und Mai auf. Die Stetigkeiten belegen eine Präsenz der Art an 60 % der Probestellen der Gewässer der Voruntersuchung (Typ 5).

Zu den Arten des **Meta- bis Hyporhithrals** gehören die *Simulium argyreatum* Gr. (hier auch: *S. argyreatum/variegatum* Gr.), *S. variegatum*, und *S.*

*reptans* (SEITZ 1992). Die Larven von *S. argyreatum* zeigen eine Präferenz für stark überströmte lithale Habitate mit Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 2,5 m/s (PHILLIPSON 1957, hier heißt die Art noch *S. monticola*). SEITZ (1992) unterstreicht als Besonderheit das Vorkommen von *S. argyreatum* in den Unterwässern der Innstautufen, die wegen ihrer Sommerkühle und des rhithralen Charakters eine starke Anziehungskraft auf die Eiablagebereiten Weibchen ausüben. Die Präimaginalstadien hielten sich zumeist im Bereich stark angeströmter Wasserbausteine auf (SEITZ 1992).

Die vorliegende Untersuchung wies Vertreter der *S. argyreatum* Gr. (*S. argyreatum* und *S. variegatum*) für Gewässerabschnitte im Mesorhithral bis Hyporhithral nach.

Die Besiedlungsdichte von *S. variegatum* zeigte sich im Wesentlichen gesteuert durch das Vorhandensein mineralischer Substrate in schneller Strömung bis zu 2,5 m/s (PHILLIPSON 1957); die adulten Weibchen saugen obligat an Rindern (GLATTHAAR 1978).

Die Phänologie der Art *S. variegatum* in den Gewässern des Ruhreinzugsgebiets ist durch ein leicht verzerrtes dreigipfliges Maximum geprägt: Die Tiere waren in den beiden Frühjahrsmonaten März und April und im Sommer sehr präsent. Eine große ausgeprägte Frühjahrsgeneration und eine etwas spärlicher ausgebildete Sommergeneration beobachtete auch ZWICK (1974).

*S. reptans* erwies sich in der Untersuchung als Indikator für Gewässer des Typs 9. Auch GLATTHAAR (1978) und KNOZ (1965) schreiben, dass die Art kleine Flüsse des Mittelgebirges und des vorgelagerten Hügellandes besiedelt.

Den Arten des **Potamals** ordnet SEITZ (1992) *Simulium equinum* sowie *S. morsitans* zu. *Simulium ornatum* gehört nach SEITZ (1992) zu den „Besiedlern der Bäche des Höhenlandes“, nach GLATTHAAR (1978) zu den „campestrischen Arten“. *Simulium ornatum* bildet je nach Temperatur und Witterungsverlauf mehrere Generationen pro Jahr aus (SEITZ 1992). CROSSKEY & CROSSKEY (2002) schreiben: „Almost any kind of running water is occupied by the *S. ornatum* complex...!“

Auf Grund ihrer breiten ökologischen Valenz siedelt diese Komplexart (ZWICK 1974) nahezu unabhängig vom Verschmutzungsgrad in allen Fließgewässerabschnitten (KNOZ 1965). In der vorliegenden Untersuchung wurde *S. or-*

*natum* zusammen mit *S. equinum* als Vertreter der Gewässer des Typs 9 nachgewiesen, somit bestätigt sich eine Präferenz dieser Arten für das Potamal.

Als Einzelfunde sind einige Simuliidae-Arten gesammelt worden, die keiner besonderen Stellung im Längskontinuum zuzuordnen sind: Ein Fund von *S. morsitans* beschränkt sich auf das Hyporhithral. Die beiden Arten der *S. vernum* Gruppe, *S. vernum* und *S. cryophilum*, konnten nicht aufgetrennt werden. Beide Arten zeichnen sich durch einen vergleichbaren Lebenszyklus aus; Puppen und Imagines sind zeitgleich im Gewässer zu finden (REIDELBACH 1994). Auch *S. vernum* wird als Komplexart beschrieben (BASS & BROCKHOUSE 1990), wodurch es zu widersprüchlichen Angaben zu Ökologie und Phänologie in der Literatur kommt.

TIMM (1993B) ordnete *S. vernum* den univoltinen Arten mit obligater sommerlicher Eidormanz, desynchronisiertem Larvenschlupf im Herbst und Verpupung und Emergenz im Frühjahr und Frühsommer zu. Dieser Lebenszyklus wird als Anpassung an periodische Fließgewässer mit sommerlicher Trockenphase gedeutet. Dabei können Puppen im Spätsommer auftreten, wenn das Gewässer in einem Jahr nicht austrocknete und die Eientwicklung verzögert wurde, so dass die Larven im Frühjahr schlüpfen (TIMM 1993B).

Zur Habitatbindung schreibt TIMM (1990), dass *S. vernum* zur Eiablage ausschließlich Waldgebiete aufsucht. Es erfolgt ein Abwurf der Eier im Flug; nach kurzer Driftstrecke verbleiben diese im Sediment. Die Junglarven schlüpfen nach der Eidormanz. In der vorliegenden Untersuchung handelt es sich um Einzelfunde von *S. vernum* an urbanen Probestellen mit einem großen Wiederbesiedlungspotenzial aus dem bewaldeten Oberlauf. Eine Zudrift der Tiere aus dem Oberlauf ist nicht ausgeschlossen.

In der Herbstaufsammlung dominiert die Gruppe *Simulium aureum*. Da Vertreter von *S. aureum* nur als Gruppe bekannt sind, die sich aus *S. angustipes* und *S. velutinum* zusammensetzt, könnten Angaben zu *S. aureum* unterschiedliche Formen betreffen. Frühere Aufsammlungen im Ruhreinzugsgebiet am Deilbach bestätigen ein Auftreten der Gruppe im Herbst (TIMM & KLOPP 1993). Auch andere Literaturangaben belegen ein eingipfliges Maximum im Auftreten dieser univoltinen Art, die den Winter im Eistadium über-

dauert und erst im August schlüpft (KNOZ 1956). *S. aureum* legt seine Eier einzeln auf flottierender Ufervegetation ab (TIMM 1988).

Ein weiterer Einzelfund betrifft *Simulium rostratum* für die Besammlung im Oktober. GLATTHAAR (1978) beschreibt diese Art als sublakustrisch. SEITZ (1992) beschrieb Fundorte in Bayern in unmittelbarer Nachbarschaft von Stauweiher. Ein Stauweiher liegt nicht im Oberlauf der beprobten Stelle, jedoch zeigt sich der Oberlauf geprägt von lenitischen Bereichen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung unterstützen die ‚top-down‘-Typologie der deutschen Fließgewässertypen wie sie von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) aufgestellt wurde: Die Simuliidae-Zönose differenziert – die Aussage muss auf die Fließgewässerlandschaft des silikatischen Grundgebirges beschränkt werden – in die Gewässer des Typs 5 und des Typs 9. *Prosimulium hirtipes* bzw. *S. equinum*, *S. reptans* und *S. ornatum* liefern auf Artniveau eine Validierung der Abgrenzung der Typen, die sich mit den Assoziationen von SEITZ (1992) decken.

In der vorliegenden Untersuchung erfolgte ein Nachweis der *S. argyreatum/variegatum* Gr. in erhöhter Abundanz in den urbanen Flüssen, sowie in den morphologisch geschädigten Gewässern des Typs 5. Das Vorkommen dieser hypopotamalen Gruppe bereits in den kleineren Bächen des Typs 5 ist ein Hinweis auf eine ‚Potamalisierung‘ des Gewässerabschnitts, die wiederum auf eine morphologische Degradation zurückgeführt werden kann. Zeichen einer Potamalisierung sind ein Rückgang der beschatteten Bachabschnitte und damit eine Temperaturerhöhung sowie eine Zunahme an Detritusmaterial in der fließenden Welle und damit ein erhöhtes Vorkommen von Sedimentfressern an der Gesamtzönose (SCHÖNBORN 1992). Für Mittelgebirgsgewässer des Typs 5 führt das Fehlen uferbegleitender Gehölze zu erhöhten Wassertemperaturen im Sommer, wie es für die Volme nachgewiesen wurde (HAIDEKKER 2004).

Auf Veränderungen der Wassertemperatur der in dieser Arbeit untersuchten Gewässer (Kap. 4, Tab. 4.1), sowie dem gegenüber den Referenzstellen erhöhten Anteil an Sedimentfressern (Kap. 5.2.4) und Feinsand (Kap. 5.3.1) wurde im Rahmen dieser Arbeit bereits hingewiesen, ebenso konnte eine



erhöhte organische Belastung der urbanen Gewässerabschnitte belegt werden (Kap. 4.5).

Hinsichtlich der Simuliidae-Zönose sprechen weitere Hinweise für eine solche Verschiebung in der Längszonierung: Campestrische Simuliidae-Arten, die dem Potamal zuzuordnen sind, treten bereits im Hypo- bis Metarhithral auf. Ihr prozentualer Anteil steigt mit der Gewässergröße und ist an einigen urbanen Gewässerabschnitten des Typs 5 bereits hoch.

Zu den campestrischen Arten gehört nach GLATTHAAR (1978) *S. ornatum*, die seinen Datenanalysen zufolge eng mit *S. reptans* und *S. equinum* vergesellschaftet ist und die campestrische mit der potamalen Assoziation vereinigt, „vermutlich weil beide auch langsamere, wärmere und chemisch stärker belastete Gewässer besiedeln“. SEITZ (1992) ordnet *S. ornatum* keiner Assoziation zu und bezeichnet sie als ‚euryök‘ mit einer Präferenz für Bäche unterhalb von 500 m ü. NN.

Bereits DARSCHNIK & SCHUHMACHER (1987) wiesen auf Verschiebungen des Längsgradienten durch Akkumulation von Feinmaterial und Temperaturerhöhung unterhalb von Fischteichen hin, die dann zu einem „verfrühten“ Auftreten potamaler Lebensgemeinschaften gemäß des ‚River-Continuum-Concepts‘ führen. In den Untersuchungen der Autoren war insbesondere die Zahl der filtrierenden Simuliidae, der Detritusfresser und von *Hydropsyche pellucidula* unterhalb der Teichanlagen erhöht.

### 6.5.3 Diskussion der Indikatorfunktion von Simuliidae

In dieser Arbeit erfolgte ein Nachweis der Eignung von *P. hirtipes* und *S. ornatum* Gr. als Indikator für morphologische Degradation durch gegenläufige Korrelationen zu Gewässerparametern und der Flächennutzung im Einzugsgebiet. Die Abundanz von *P. hirtipes* nimmt deutlich mit der Gewässergröße ab, während die von *S. ornatum* zunimmt.

Untersuchungen von HALGOS et al. (2001) im Einzugsgebiet der Gidra konnten eine starke Gebundenheit von *P. tomoshvaryi* an krenale bis epirhithrale Bachabschnitte nachweisen und eine Dominanz von *S. ornatum* im Potamal. Während ROSS & MERRIT (1978) noch die Wassertemperatur als den wichtigsten Faktor zur Regulierung der Simuliidae-Verteilung beschreiben, kommen HALGOS et al. (2001) zu dem gleichen Schluss wie TIMM (1994): Es tritt keine Veränderung der physikalischen Wassergegebenheiten (Temperatur,

pH-Wert) auf, sondern ein Wechsel in den zur Verfügung stehenden Eiablagehabitaten führt zu dem Ausfall oder Rückgang von einzelnen *Simulium*-Arten und zur Förderung anderer.

Die vorliegende Untersuchung stützt die von TIMM (1990, 1994) beobachteten Verteilungen der Kriebelmücken auch hinsichtlich von *S. ornatum*. Diese Art legt seine Eier bevorzugt in Wiesenbächen auf festem Substrat, krautiger Vegetation oder Steinen ab (TIMM 1990). Durch fehlende Beschattung und Ufervegetation kommt es auch in der vorliegenden Untersuchung zu einer Förderung von *S. ornatum* in urbanen Gewässerabschnitten.

*Prosimulium hirtipes* wirkt durch Rückgang der Individuenzahlen in urbanen Bereichen als Indikator für anthropogene Eingriffe am Gewässer: Entfernung der Ufergehölze und Begradigung des Gewässerbettes. Adäquate Eiablagehabitats fehlen folglich und Temperaturoptima werden überschritten.

Zunehmende Gewässertiefe als Folge steigender Einzugsgebiets- und damit Gewässergröße, aber auch als Resultat anthropogener Einflüsse (Wehre, Staustufen), schließt Uferzonen mit temporär überfluteten Moosen aus. Folglich reduziert sich die Vielfalt der Eiablagehabitats für Weibchen von *P. hirtipes*. *Prosimulium*-Arten durchlaufen eine durch hohe Sommertemperaturen stark verlangsamte Entwicklung mit zeitweiliger Stagnation, die von TIMM (1993A) als „temperaturgesteuerte Quieszenz“ charakterisiert wird. Nach TIMM (1993A) ist die Empfindlichkeit der Eier gegen Austrocknung und gegen eine direkte Sonneneinstrahlung die Ursache für die spezielle Habitatbindung an schattige Waldbäche mit humidem Mikroklima. SHIPP & PROCUNIER (1985) führen die saisonale Einschränkung von *Prosimulium* auf die starke Temperaturabhängigkeit der Larven und Eier im Entwicklungszyklus zurück. Diese besondere Spezialisierung in der Habitatbindung von *P. hirtipes* und damit seine Eignung als Indikator für Veränderungen der Gewässermorphologie verdeutlichte die Analyse der Mikrohabitats: Die Abundanz von *P. hirtipes* korreliert positiv mit dem Anteil an Totholz und CPOM im Gewässer.

Totholz dient den Simuliidae-Larven als Haftplatz und diese können daher verstärkt in Totholzverklausungen angetroffen werden (HERING & REICH 1997, FELD 1998). Larven von *P. tomosvaryi* suchen zur Verpuppung Zweige und Totholzansammlungen auf, wo sie dann in Massen angetroffen werden können (REIDELBACH, mündliche Mitteilung). AHLHELM 1999 vermutet, dass für

passive Filtrierer wie Simuliidae in Totholzverklausungen auf Grund von Verwirbelungen oder besonderen Strömungsbedingungen das Angebot an partikulärer Nahrung in der fließenden Welle besonders hoch ist. Hinsichtlich adulter, eiablagebereiter Weibchen sollte Totholz als indirekter Hinweis auf eine Zunahme an Ufergehölzen und somit den Eiablagehabitaten in beschatteten Bereichen gewertet werden.

TOWNSEND et al. (1997) ermittelten positive Korrelationen von Filtrierern mit dem prozentualen Anteil von Wald im Einzugsgebiet und führten dies auf das Vorkommen von *Austrosimulium spec.* zurück, einer Simuliidae, die beschattete Bereiche bevorzugt und ernährungsökologisch auf die hohen Anteile organischen Materials (CPOM) im Wald angewiesen ist.

Korrelationen mit den Uferstrukturen zeigten, dass die Abundanz von *P. hirtipes* mit dem Anteil des **nicht** verbauten Ufers korreliert. Wenn Ufergehölze vorhanden sind, finden die adulten *Prosimulium* Weibchen ein im Schatten wachsendes Moos mit Anbindung an den Wasserkörper, so dass gewährleistet ist, dass bei Regenfällen im Herbst die Eier in das Gewässer gespült werden.

In der Fließgewässer-Bewertung liegt besonderes Augenmerk auf den Larvalstadien der Insekten, die oft mehrere Jahre im Gewässer verbringen und somit für chemische und auch morphologische Degradation integrierend wirken. Abweichend von dieser Regel konnte in dieser Untersuchung die von TIMM (1995) aufgestellte These gestützt werden, dass Imaginalstadien zur Bewertung von Gewässerstrukturen und der Qualität des Habitats herangezogen werden sollten.

Als Steuerfaktor für Anwesenheit oder Fehlen von Arten der Simuliidae wurde stets ein Komplex aus Interaktionen zwischen Spezies und abiotischen Faktoren angenommen, der auf die Larvalstadien einwirkt (ROSS & MERRIT 1987). Ursprung der Larvenpopulation ist jedoch die Eiablage und die ist wiederum besonders bei den Simuliidae stark von der Attraktivität des Eiablageplatzes (Strukturen am Fließgewässer) abhängig (RÜHM 1998A, RÜHM & PRÜGEL 1988).

MCCREADIE & ADLER (1998) betonen, dass die Verteilung von Simuliidae-Larven ausschließlich von der Selektion der Eiablageplätze der adulten Weibchen gesteuert wird. Sie schließen dies aus der verbesserten Vorher-

sagbarkeit von Simuliidae-Verteilungen für Bäche in South Carolina im Sommer, d. h. Zeitpunkte, an denen die Beprobung der Larven und die Eiablage der Weibchen dicht beieinander liegen. Kartierungen der Uferstrukturen konnten zeigen, dass sie das Bindeglied zwischen der aquatischen Phase und den Auenstrukturen sind (RÜHM & KIEL 1991, TIMM & KLOPP 1993, Timm 1995, RÜHM 1998B). Die vorliegende Untersuchung verdeutlicht, dass die Simuliidae-Gattung *Prosimulium* auf Grund dieser Habitatbindung der Weibchen dazu geeignet ist, als Indikator für die Naturnähe von Gewässerstrukturen zu dienen.

Auf Ebene des Einzugsgebiets stellten sich in der Analyse signifikante Korrelationen mit geografischen Faktoren und Landnutzungsparametern heraus. Insbesondere in der internationalen Literatur nahm die Bedeutung der Vorhersagbarkeit von Makrozoobenthos-Zönosen über großräumige Faktoren (Geologie, Landnutzung, Klima) in den letzten Jahren zu, um einzelne Fließgewässer zu strukturähnlichen Ökoregionen mit definiertem Charakter zuzuordnen (RICHARDS et al. 1996, SANDIN 2003). Hintergrund sind Überlegungen, dass übergeordnete Parameter wie z. B. die Geomorphologie im Einzugsgebiet die Habitatstruktur, Verteilung der Mikrohabitate und Substratdiversität lokal im Bachbett maßgeblich steuern (ARSCOTT et al. 2000).

Durch Clusteranalysen von Simuliidae und Umweltfaktoren von Gewässern in der Schweiz konnte GLATTHAAR (1978) 17 Arten zu fünf Assoziationen zusammenfassen und Regionen der Schweiz zuordnen. Für die Hohe Tatra stellten ILLESOVA et al. (2000) Simuliidae-Gemeinschaften abhängig von geografischen Faktoren auf. Im Rahmen der Aufstellung eines europaweiten Bewertungssystems für Fließgewässer konnten OFENBÖCK et al. (2002) anhand von 2600 Probestellen nachweisen, dass die Simuliidae-Fauna in Österreich in Bioregionen unterscheidet und dass auf Einzugsgebietsniveau eine Ausweisung von Referenzstrecken für Simuliidae möglich ist. ELLIOTT et al. (1997) zeigten, dass einige verschmutzungsintolerante Makroinvertebraten unterhalb von urbanen Ballungsgebieten in ihrer Abundanz abnehmen, dazu gehörte *Simulium spec.* ELLIOTT et al. (1997) führten letzteres auf das Fehlen von bachbegleitender Ufervegetation unterhalb des Ballungsraums zurück.

In der vorliegenden Untersuchung unterstützen gegenläufige Korrelationen von *P. hirtipes* und *S. ornatum* Gr. mit der Landnutzung im Einzugsgebiet mit 40 – 56 % Erklärungsanteil die Theorie der ‚top-down‘-beeinflussten Gewässermorphologie (FRISSELL et al. 1986, POFF 1997, AHN 2002) und decken sich mit Literaturangaben (ALLEN et al. 1997, ROY et al. 2003, TOWNSEND et al. 2004).

Für die Larven von *S. ornatum* Gr. und *P. hirtipes* ist gleichermaßen eine erhöhte Toleranz gegen chemische Belastungen nachgewiesen worden. GLÖTZEL (1973) konnte zeigen, dass die Besiedlungsdichte und Körpergröße beider Arten unterhalb von Abwassereinleitungen in einem Bergbach im Südschwarzwald zunahmen. Somit ist der Rückgang von *P. hirtipes* im Längskontinuum und mit Zunahme der Degradation von Gewässern allein auf das Fehlen morphologischer Strukturen bei der Eiablage und damit verbundener Temperaturerhöhung verbunden.

Die Korrelationen von *P. hirtipes* und *S. ornatum* Gr. mit den geografischen Faktoren Quellentfernung, Höhe über NN, Gewässerbreite und Einzugsgebietsgröße an der Probestelle unterstützen den Gedanken der biozönotischen Regionen als aussagekräftigste Einheiten für eine Fließgewässertypologie.

#### **6.5.4 Drift als Steuergröße der Rekolonisierung**

Die Drift wurde bereits frühzeitig zusammen mit dem Kompensationsflug bachaufwärts als Teil der Kolonisierung beschrieben (MÜLLER 1982).

Insbesondere für urbane Gewässerabschnitte, in deren Oberlauf naturnahe Waldabschnitte liegen, liegt eine Wiederbesiedlung über die Drift nah. Katastrophale Ereignisse wie Hochwässer führen zu regelmäßigen Umverteilungen der Organismen, die dann durch die Drift wieder ausgeglichen werden können (BISHOP & HYNES 1969).

Die natürliche Drift ist ein Teil des Prozesses der ‚Kolonisierung‘. Die organismische Drift hat eine deutliche jahres- und tageszeitliche Strukturierung und eine Beziehung zur Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften und spiegelt in der Regel die Zusammensetzung des Benthos wider (SCHÖNBORN 1992).

Bei erhöhter Hochwasserfrequenz oder erhöhtem Hochwasserabfluss können die Individuenverluste durch Drift die Reproduktionsraten der Arten ü-

berschreiten und es kommt zur Verarmung der Zönose (PODRAZA 1999). Durch MATTHAEI et al. (1997A) erfolgte der Nachweis einer Besiedlung von mit Sohlsubstrat gefüllten Kästen ausschließlich aus der Drift. Die Driftergebnisse zeichneten sich durch eine Dominanz von Simuliidae und Orthocladinae aus.

Simuliidae stellen in vielen Driftmessungen einen großen Anteil (BISHOP & HYNES 1969) und sie driften verstärkt in der Dämmerung mit einem Minimum kurz nach der Phase mit den höchsten Wassertemperaturen (ADLER et al. 1983). Generell spricht aber auch bei den Simuliidae vieles dafür, dass ein Abdriften vermieden wird (RÜHM, 1998A) oder nur zum Ausweichen von Siltation oder dem Entkommen eines Räubers dient (RÜHM & PEGEL 1986, CIBOROWSKI & CRAIG 1989): Die Larven verweilen lange auf einem Substrat (bis zu sechs Stunden, KIEL 1993), an das insbesondere die Altlarven hohe Ansprüche haben und vor dem Verpuppen ein Abdriften an einen möglicherweise weniger geeigneten Ort vermeiden.

KIEL (1996A) betont, dass anthropogene driftauslösende Eingriffe erst dann in ihrer Wirksamkeit eingeschätzt werden können, wenn alle arten- oder stadienbezogenen Grenzwerte und Mechanismen für eine natürliche Drift bekannt sind: Durch die exponierte Lage der Kriebelmücken beim Filtrieren können eine schlechte Haftung des Sekrets, Konkurrenz mit dem Nachbarn, die Entwicklung von bakteriellen Biofilmen und sogar die Häutung eine Abdrift auslösen.

Durch Driftprozesse von Simuliidae-Eiern kommt es zu einer Diskrepanz zwischen Eiablageplatz und späterem Fundort der Larven. TIMM (1993) beobachtete, dass nach Abwurf der Eier von *Simulium venum* in beschatteten Waldabschnitten Eier mit der Strömung bachabwärts verlagert werden und erst wieder in strömungsberuhigteren Zonen sedimentieren. Der Nachweis von Eiern in Netzen des passiven Filtrierers *Plectrocnemia conspersa* belegt die bachabwärtsgerichtete Drift (TIMM 1993). Driftversuche belegen, dass sich insbesondere Erst- und Zweitlarven auf künstlichen Substraten durch Zudrift ansiedeln (RÜHM & PEGEL 1986). Die Autoren führen dies auf die schwächere Konkurrenzkraft der Junglarven bei Haftplatz-Interferenzen zurück.

Auch interspezifische Konkurrenz infolge mangelndem Sitzplatzangebot führt zu Abdriften und somit Fehlen von Kriebelmücken in einem Habitat: Beobachtungen zeigten, dass weidende Glossosomatidae mit filternden Kriebelmücken zusammenstoßen. *Glossosoma spec.* wird in der Literatur als ein starker ‚keystone competitor‘ beschrieben (GILLER & MALMQVIST 1998). „Die ‚angerempelten‘ Simuliidae-Larven driften ab und es kommt zu einer Glossosomatidae-gesteuerten Abnahme der Dichte an Simuliidae an der Probestelle“ (GILLER & MALMQVIST 1998).

Als Driftweiten finden sich in der Literatur Angaben zwischen 500 und 1000 m; RÜHM & PEGEL (1986) zufolge vermeiden die Tiere das energieaufwendige Verdriften und die neue Haftplatzsuche (PEGEL 1980, RÜHM & PEGEL 1986, RÜHM & PRÜGEL 1988). Driftweiten von mehreren hundert Kilometern werden von russischen Simuliidae-Experten belegt (RUBTSOV 1964). CROSSKEY (1990) hingegen schließt solche langen Driftstrecken aus und hält Driftweiten von zwei Kilometern zwar für nicht ausgeschlossen, aber selten. Er beobachtete außerdem, dass große Simuliidae-Larven mit reifem Histoblasten erst bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 2-3 m/s driften.

In der vorliegenden Untersuchung wurden während der Driftmessung Fließgeschwindigkeiten von maximal 1,2 m/s, minimal 0,4 m/s gemessen. Die von ELLIOT (2002B) errechnete Verweildauer in der Drift für Simuliidae liegt bei 6,4 Sekunden und führt in kleineren Bächen mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten zu sehr kleinen Driftstrecken. ELLIOT (2002A) zufolge sind die wichtigsten Faktoren, aus denen eine Verkürzung der Verweildauer in der Drift resultiert, das Substrat und die Wassertiefe. Makrophytenbewuchs in Kombination mit erhöhter Gewässertiefe erwies sich als Parameter, der bei *Simulium spec.* und *Ephemerella spec.* zu einer 80-prozentigen Verkürzung der Verweildauer in der Drift führte. Seinen Angaben zufolge beträgt dann die Driftstrecke der mit 29 Sekunden in der Drift verweilenden *Ephemerella ignita* rund 30 Meter pro Driftvorgang (ELLIOT 2002B). Der Autor betont dabei die Bedeutung der Körpergröße für die Driftstrecke von Invertebraten, ebenso wie RUBTSOV (1964), der unterstreicht, dass die Magenfüllung der Simuliidae die Driftstrecken zusätzlich beeinflussen kann.

Die Versuche von ELLIOT (2002B) wurden vorwiegend mit mittelgroßen Kriebelmücken durchgeführt; die Larven der Driftfänge der vorliegenden Untersuchung waren  $< 3\text{ mm}$ . Dies deckt sich mit Untersuchungen von MATTHAEI et al. (1997B), die nach einer Flut im Neckar prozentuale Anteile von 60-96 % der Junglarven (0-3 mm) von Kriebelmücken nachwiesen. Auch CROSSKEY (1990) betont, dass insbesondere Junglarven von einem ungünstigen Habitat (Ort der Eiablage) zu besser geeigneten Sitzplätzen driften, und RÜHM (1970) zeigte, dass *S. erythrocephalum* oft im zweiten Larvenstadium bachabwärts driftet.

Untersuchungen zu Driftlängen beschäftigen sich i. d. R. mit den Driftweiten während eines Driftvorgangs (ELLIOT 2002A & B) bzw. mit den zurückgelegten Strecken in der Katastrophendrift (MATTHAEI et al. 1997 A & B).

Beobachtungen des Driftverhaltens in Fließrinnen ließen erkennen, dass die Larven bei einem Driftvorgang mehrere Dezimeter weit transportiert werden können. Da die Larven nicht zu zielgerichteten Schwimmbewegungen in der Lage sind, und neues Substrat nur durch zufälliges „Hängenbleiben“ des Sekretfadens erreichen können, sind Driftweiten von mehreren hundert Metern im Zeitraum vom Schlupf bis zur Verpuppung denkbar (REIDELBACH & KIEL 1990).

Der Anteil der Kriebelmücken in den Driftproben der vorliegenden Untersuchung liegt maximal bei 18 %. In anderen Untersuchungen erreichten Simuliidae prozentuale Anteile an der Drift von 98 % (BISHOP & HYNES 1969, ADLER et al. 1983, CROSSKEY 1990, MATTHAEI et al. 1997A).

MATTHAEI et al. (1997B) beschreiben die organismische Drift als den wichtigsten Wiederbesiedlungsfaktor für Larven von Simuliidae, Chironomidae und *Baetis spec.* Ihren Untersuchungen zufolge gehören Simuliidae zu den schnellsten Besiedlern nach einer Flut oder experimentellen Störung. Da die Wiederbesiedlung durch Simuliidae mit einer kurzen zeitlichen Verzögerung von 6-19 Tagen passiert, spricht eine ihrer Vermutungen für ein weit entferntes Refugium. Sie schließen allerdings nicht aus, dass die Neubesiedler unter den Simuliidae frisch aus zugedrifteten Eiern geschlüpft sind (MATTHAEI et al. 1997B). Auch HEMPHILL & COOPER (1983) beschreiben *Simulium virgatum* als schnellen Besiedler von neuen Lebensräumen nach Störungen. In einer Vergleichsuntersuchung der Autoren nahm die Anzahl der gesammelten Si-



muliidae zunächst mit der Zunahme der Störungsfrequenz zu, während die Zahl des dominanten Raumkonkurrenten *Hydropsyche oslari* abnahm. Nur durch eine gewisse Anzahl natürlicher Störungen können diese beiden Arten in einem Fluss in Kalifornien koexistieren (HEMPHILL & COOPER 1983).

Laboruntersuchungen zeigten, dass zu häufige Störungen bei Simuliiden, insbesondere *S. noelleri*, *S. vernum* und *S. ornatum*, zu einer höheren Sterblichkeit, einer geringeren Verpuppungsrate und einer verringerten Filtrationsrate führen (KIEL et al. 1998).

Nach ELLIOT (2002B) gehören Simuliidae zu den Taxa, die ‚aktiv driften‘. Hinsichtlich der untersuchten ‚urbanen‘ Gewässerabschnitte kann Driftaktivität zwei gegenläufige Auswirkungen haben: a) Simuliidae verlassen den Gewässerabschnitt, da sie keine optimalen Lebensbedingungen antreffen und b) der eigentlich „lebensfeindliche“ Gewässerabschnitt profitiert von Zudrift aus dem Oberlauf.

DONAHUE & SCHINDLER (1998) stellten eine erhöhte, gerichtete Drift von Simuliidae-Larven in der Mittagszeit von unbeschatteten zu beschatteten Bereichen fest. Da viele urbane Abschnitte auf Grund fehlender Ufervegetation nicht beschattet sind, könnte eine erhöhte Abdrift von Kriebelmücken an sonnigen Tagen vorliegen.

Für die untersuchten Gewässerabschnitte liegt in einem Abschnitt von 1000-2000 m oberhalb der Probestelle der Anteil der ‚urbanen‘ Nutzung im Mittel bei 75 %. Die längsten ernsthaft diskutierten Driftstrecken für einen Driftvorgang bei Simuliidae liegen um 2 km (RUBTSOV 1964), daher ist anzunehmen, dass die urbanen Gewässerabschnitte nicht vorwiegend mit Larven aus der Drift von weit oberhalb gelegenen Waldstücken versorgt werden. Wie hoch der Anteil der eindriftenden Eier ist, kann nicht eingeschätzt werden.

Indirekt kann über die positive Korrelation von *P. hirtipes* mit dem Anteil an Wald im Einzugsgebiet auf ein Zudriften von Eiern dieser Art in urbane Bereiche geschlossen werden: Je höher der Anteil an Wald oberhalb der Probestelle, desto größer nicht nur die Wahrscheinlichkeit, dass es an der Probestelle selbst zur Ausprägung vereinzelter naturnaher Strukturen kommt, sondern auch dass oberhalb einer stark verbauten Strecke Waldabschnitte zur Eiablage Anreiz bieten.

### 6.5.5 Diskussion der Besammlungsmethoden für Simuliidae

Simuliidae kommen in Fließgewässern in extrem unregelmäßigen, inselartigen Verteilungen vor, daher sehen einige Autoren das Ausbringen künstlicher Substrate (Folien, die wie Makrophytenblätter flotieren) als einzige Möglichkeit, die Individuendichten und ihre Veränderungen wenigstens halbquantitativ zu erfassen (PEGEL 1980, REIDELBACH 1994). REIDELBACH (1994) geht davon aus, dass das Driften von Larven gegenüber der „geklumpten“ Verteilung auf natürlichen Substraten eine „ausgleichende“ Wirkung hat und die Verteilung der Larven im Längsverlauf des Wasserkörpers die Verteilung der Tiere im Gewässer besser widerspiegelt. Die Besiedlungsintensität von künstlichen Substraten ist mit der Driftdichte gut korreliert (PEGEL 1980).

Um Junglarven auf den künstlichen Substraten anzureichern, genügen 2-4 Tage; für Puppen, die zur Bestimmung nötig sind, müssen künstliche Substrate (Folien, Draht) 15-30 Tage ausgebracht werden (PEGEL 1980, PRÜGEL 1986, KIEL et al. 1989, REIDELBACH 1994). Jedoch birgt auch die Methode der künstlichen Substrate den Fehler, dass einzelne Arten nicht vollständig erfasst werden: Die Puppen von *Prosimulium tomosvaryi* sind nicht auf den Substraten zu finden, da sie einen speziellen Verpuppungsmodus aufweisen (REIDELBACH 1994). Ihre Verpuppung findet in „Inseln“ von bis zu 100 Tieren auf breiten, lagestabilen Substraten statt.

Die Entwicklung der Folien-Methode, die wie Pflanzenblätter flotieren und mittels Holzstöckchen im Gewässerboden verankern werden, erfolgte für Tieflandgewässer (PEGEL & RÜHM 1976, PEGEL 1980). Für den Breitenbach, einem kleinen Mittelgebirgsbach in Hessen, stellte REIDELBACH (1994) fest, dass die Lagestabilität der Holzstöckchen, sowie das gleichmäßige Flotieren der Folienstreifen auf Grund der erhöhten Turbulenzen nicht gewährleistet und damit ein Fangerfolg für Simuliidae nicht garantiert ist. Der Autor entwickelte Betonsockel, die im Bachbett vergraben und mit austauschbaren Drähten versehen werden. Auf Grund der Lagestabilität der Drähte ist eine erfolgreiche Besiedlung gegeben (REIDELBACH 1994).

Die vorliegende Untersuchung verfolgte die Fragestellung, ob eine Eignung von Simuliidae zur Bewertung der Gewässermorphologie gegeben ist, daher schied das zeit- und materialaufwendige Ausbringen von Betonsockeln oder Drahtgeflechten als künstliche Substrate aus. Im Falle einer Eignung von

Simuliidae als Indikator für Degradationen würde es erforderlich sein, viele Gewässerabschnitte in relativ kurzer Zeit zu besammeln.

Für andere Invertebraten, die zur Fließgewässerbewertung herangezogen werden, hat sich die Beprobung der an Ort und Stelle zur Verfügung stehenden Habitate gemäß ihrer prozentualen Verteilung als sinnvoll erwiesen (AQEM CONSORTIUM 2002). In der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, dass mit der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ bei jeder Beprobung Simuliidae erfasst werden, jedoch in geringeren Individuenzahlen als bei der Handaufsammlung. Da die Beprobung mit dem AQEM ‚Shovel‘ Gerät unspezifisch für Simuliidae erfolgt, konnten die unreifen Larven nicht auf Artniveau bestimmt werden. Bereits in früheren Untersuchungen erörterten FELD et al. (2002) die Problematik, dass Kriebelmücken, reife Larven und Puppen, in-selartig insbesondere auf den Habitaten < 5 % vorkommen, deren Erfassung mit der AQEM Beprobungstechnik nicht gegeben ist.

Für eine Typunterscheidung zwischen Mittelgebirgs- und Tieflandgewässern genügt eine Unterscheidung in die Gattungen *Prosimulium* und *Simulium* (FELD et al. 2002). Die Hochwassersituation 2002 im Muldeinzugsgebiet resultierte in einer kurzfristigen Erhöhung der Individuenzahlen der Simuliidae in der ersten Beprobung nach der Flut (vgl. Kap. 5). Diese Beobachtungen entsprechen Literaturaussagen, nach denen Simuliidae zu den Erstbesiedlern nach Flutkatastrophen gehören (MATTHAEI et al. 1997A, 1997B).

Für eine Beurteilung der Auswirkungen von morphologischen Schädigungen auf die Simuliidae-Zönose ist a) eine Auftrennung der Simuliidae in einzelne Arten unerlässlich und b) die Kenntnis über eine gewässertypspezifische Verbreitung der Arten erforderlich. So kann *Prosimulium hirtipes* im silikatischen Grundgebirge für eine Auftrennung der Gewässertypen 5 und 9 herangezogen werden; eine Übertragung der Ergebnisse auf Tieflandgewässer ist jedoch nicht möglich.

Das Fehlen von Puppen für die Bestimmung der Kriebelmücken in den AQEM-Beprobungen kann auf den Zeitraum der Beprobung (zwei Mal im Herbst) zurückgeführt werden. Im Spätherbst kommen nur noch von vereinzelten Arten Puppenstadien vor (*S. vernum* Gr., *S. aureum* Gr.). Für Hand- und auch AQEM-Beprobung empfiehlt sich daher eine Besammlung in den Frühjahrsmonaten, um insbesondere Larven und Puppen von *Prosimulium*

zu erfassen, die in der vorliegenden Auswertung die häufigsten Korrelationen mit der Gewässermorphologie zeigten.

Für die Handaufsammlungen dieser Untersuchung und die damit verbundene Bestimmung von reifen Larven und Puppen war eine Einarbeitungszeit von etwa einem Jahr nötig, in der die untersuchten Gewässer mehrfach beprobt wurden, um Übersicht über das Artenspektrum zu bekommen. Um das vollständige Artenspektrum zu erfassen, wären sicher mehrjährige Beprobungen notwendig (SEITZ 1992). Der Umgang mit den diversen Bestimmungsschlüsseln ist für eine Kosten-Nutzen-orientierte Bearbeitung zu kompliziert, Änderung verspricht ein neuer, digitaler Schlüssel von LECHTHALER & CAR (2004).

Es ist nicht zu erwarten, dass im Rahmen von einmaligen Gutachten Kriebelmücken als Indikator herangezogen werden, da die Einarbeitungszeit zu lang und die Bestimmung zu schwierig ist. Allerdings ist für mehrjährige Bio-monitoring-Programme, wie sie im Rahmen der Vorgaben der EU-WRRL (2000) vorgesehen sind, eine Anwendung der Simuliidae zur Bewertung von Gewässertyp, Potamalisierungseffekten und insbesondere naturnahen Uferstrukturen denkbar. SEITZ (1992) konnte Versauerungseffekte, saprobielle Belastungen und Veränderungen der naturnahen Gewässersituation allein über Simuliidae nachweisen. Die Aufsammlung der Tiere sollte im Frühjahr und mittels Zeitaufsammlung stattfinden. ZWICK (1974) beschrieb die Zeitaufsammlung (5 bis 10 Minuten) als sehr gut geeignet für die Erfassung von Simuliidae-Gemeinschaften.

## 7 Exposition von Totholz

### 7.1 Untersuchungsgewässer und Methoden

#### 7.1.1 Untersuchte Gewässer

Für die Experimente mit Erlenholzexponaten standen fünf Stahlkästen mit Betonsockel zur Verfügung. Die Untersuchung erfolgte an fünf Gewässerabschnitten des Fließgewässertyps 5 (Nahmerbach, Oese, Olpe, Elpe, Henne; siehe Abb. 7.1). Die morphologische Schädigung der Taxozönose an den ausgewählten Gewässerabschnitten zeigte sich bei der AQEM-Bewertung für die Makrozoobenthos-Beprobung im Herbst 2002: Die Untersuchungsstellen wurden als ‚moderate‘ eingestuft. Tabelle 7.1 listet weitere Charakteristika der fünf Gewässerabschnitte auf: Die Probestellen liegen zwischen acht und 20 km von der Quelle entfernt, in 150 bis 300 m ü. NN. Die Strömungsgeschwindigkeit liegt zwischen 0,5 und 1,0 m/s. Mit einem Waldanteil – Laub- und Nadelforst wurden zusammengefasst – im Einzugsgebiet von > 50 % ist das Wiederbesiedlungspotential für die Probestellen als ‚hoch‘ einzuschätzen.

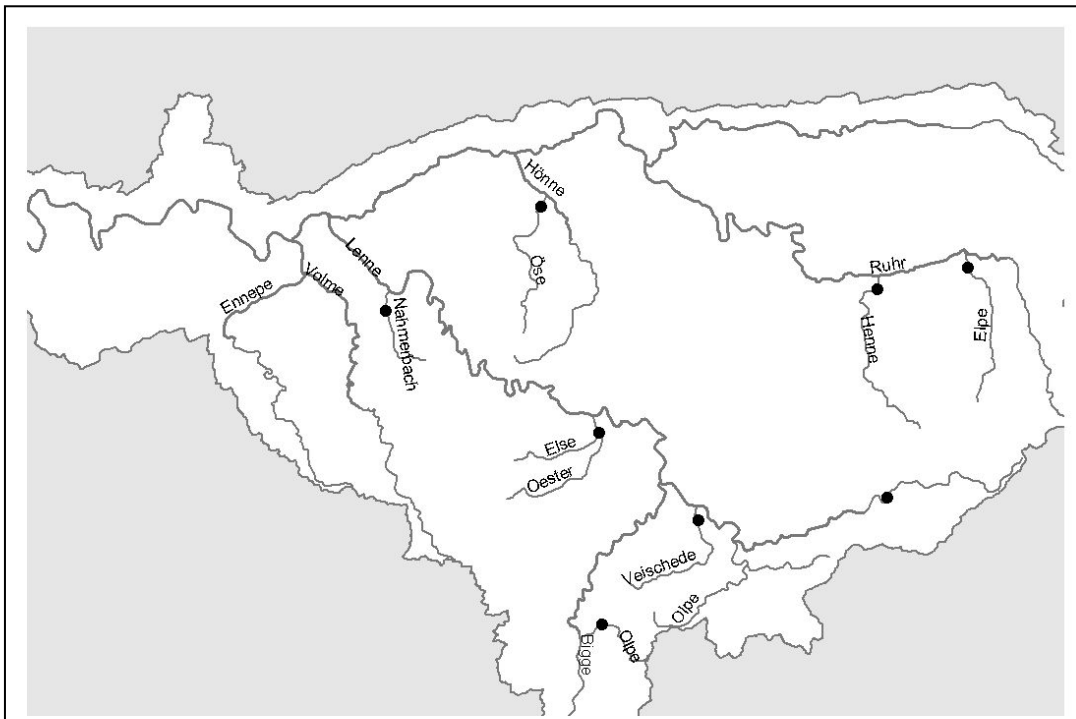


Abb. 7.1: Karte des Ruhreinzugsgebiets mit den Probestellen für die Exposition von Totholz und der in diesem Zusammenhang durchgeführten Driftmessungen.

Tab. 7.1 Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der Probestellen für die Totholzexposition. Die physiko-chemischen Daten wurden während der Makrozoobenthos-Beprobung im Herbst 2002 erhoben.

Kürzel	RUG_115	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348
Name	Nahmer Bach	Elpe	Olpe	Henne	Öse
AQEM-Bewertung Herbst 2002	moderate	moderate	moderate	moderate	moderate
Fließgewässertyp	5	5	5	5	5
Entfernung von der Quelle [km]	8,7	17,9	7,6	22,1	19,4
Höhe ü. NN [m]	163	309	335	262	146
Wald im Einzugsgebiet [%]	64,2	61,8	68,4	51,1	60,2
durchschnittliche Gewässerbreite [m]	6	5	6	10	5
pH-Wert	7,9	8	7,6	7,8	7,7
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	209	247	149	272	1028
Sauerstoffgehalt [mg/l]	12	11	11,7	11	12,5
Sauerstoffsättigung [%]	109	100	108	95	125
durchschnittliche Tiefe [cm]	8	15	17	30	17
durchschnittliche Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,7	0,5	0,5	0,8	0,9

### 7.1.2 Design der Totholzexponate und Expositionszeitraum

Um eine Vergleichbarkeit der Experimente zu gewährleisten, wurde bei der Versuchsplanung auf eine gleichmäßige Gestaltung der Holzpakete und eine sichere Fixierung im Gewässerbett geachtet. Untersuchungen von FELD (1998) mit Totholzexponaten in der Spree zeigten, dass eine Exposition von Totholz mit Substratkontakt zu einer hohen Diversität der Taxozönose führt; jedoch die Exposition von Körben ohne Substratkontakt einen hohen Anteil an Besiedlern aus der Drift nach sich zieht. Bei den Experimenten in der Spree mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,25 und 0,45 m/s verdrifteten während des Untersuchungszeitraumes von November 1996 bis Juni 1997 einige Drahtkörbe mit dem exponierten Totholz, obwohl die Körbe an 1,6 m langen, im Substrat verankerten Holzpfeilen befestigt waren (FELD 1998). Dies führte für die vorliegende Untersuchung zu der Annahme, dass exponierte Holzpakete in Mittelgebirgsbächen mit Fließgeschwindigkeiten von 0,5 bis 0,9 m/s einer besonderen Befestigung bedürfen. Daher wurden Stahlkästen verwendet, die auf einen 7 x 30 x 38 cm großen Betonsockel montiert sind und etwa 25 kg wiegen. Auf dem Betonsockel ist eine halbkugelförmige Glocke aus Edelstahldraht montiert, die – in Strömungsrichtung exponiert – eine Einwanderung oder eine Zudrift von Insekten ermöglicht. Der Drahtkorb ist 15 cm hoch, 28 cm breit und 35 cm lang (Abb. 7.2).

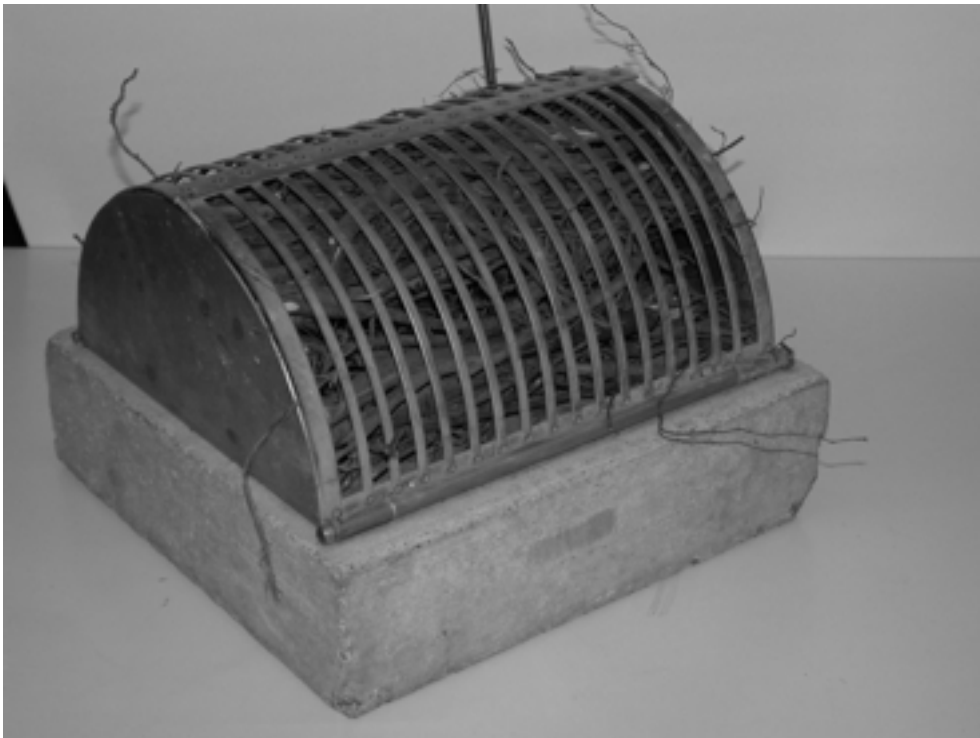


Abb. 7.2: Totholzkasten mit Betonsockel und aufklappbarem Stahldeckel.

Die Befüllung der Expositions Kästen erfolgte mit weitgehend unverrottetem Erlenholz. Untersuchungen von FELD (1998) ergaben, dass der Zustand des Holzes keinen Einfluss auf die direkte Besiedlung durch Makroinvertebraten hat. Die Holzstücke wurden auf eine Länge von 27 cm geschnitten und ihre Oberfläche vermessen; die Expositions Kästen wurden so befüllt, dass die zu exponierende Oberfläche 0,5 m<sup>2</sup> betrug. Die Expositions Kästen enthielten äquivalente Anteile an großen Ästen und kleineren Zweigen. Für die Berechnung der Oberflächen wurden Länge und Durchmesser der Äste gemessen. Die Exposition erfolgte in den Jahren 2003 und 2004 für jeweils zehn bzw. vier Wochen. Einen Überblick über die Expositionszeiträume liefert Tabelle 3.6 in Kap. 3.

Bei der Exposition und Entnahme der holzgefüllten Stahlkästen wurde eine Abflussmessung durchgeführt, zudem wurden die Anströmgeschwindigkeit, sowie die Fließgeschwindigkeiten rund um die Kästen festgestellt. Bei der Entnahme der Kästen wurde eine Begleitperson mit einem großen Käscher aus Gaze (Maschenweite 355 µm) in Fließrichtung hinter die zu bergenden Stahlkörbe positioniert, für den Fall, dass in den Kästen siedelnde Insekten beim Bergen abdriften. Danach erfolgte eine Überführung der Stahlkästen in große Wannen und eine Entnahme des Holzes. Besonderes Augenmerk galt

den Makroinvertebraten, die am Stahlgestell oder in Detritusflocken oder Blattlaub in den Holzexponaten siedelten; sie wurden abgesammelt und in Ethanol fixiert. Im Labor wurden die Holzstücke über einem Sieb (355 µm Lochweite) gespült und mit der Pinzette nach Tieren abgesucht. Dazu wurde auch lockere Rinde abgelöst. Die Wirbellosen wurden zusammen mit dem Detritus und den verbleibenden Rindenstückchen in eine Weißschale überführt, nach Ordnungen sortiert und bis zur späteren Bestimmung in Ethanol konserviert.

Im Zeitraum der Exposition wurde an den Probestellen eine Referenzprobe nach der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ entnommen.

### **7.1.3 Driftmessungen**

Biozönotisch verarmte Fließgewässerabschnitte und damit auch künstliche Totholzexponate werden vorwiegend aus der Drift besiedelt (BRITTAIN & EIKELAND 1988, MALMQVIST 2002, ELLIOT 2002A). Die in Kapitel 6.1.3 erläuterten Driftmessungen fanden mit zeitlicher Überschneidung an den fünf Gewässern der Totholzexposition statt (Abb. 7.1), um das Besiedlungspotential für die Exponate abschätzen zu können. Die Positionierung der Driftnetze erfolgte so, dass die Besiedlung der exponierten Holzpakete nicht gestört und ein optimaler Wasserdurchfluss durch die Driftnetze gewährleistet war.

## **7.2 Ergebnisse zur totholzbesiedelnden Taxozönose**

### **7.2.1 Abundanz und Taxaspektrum**

Mit großem Abstand treten in den Totholzexponaten der Henne – bei verkürzter Expositionszeit von vier Wochen – die höchsten Abundanzen auf (Tab. 7.2). Es ergibt sich für die Versuche eine mittlere Abundanz von 910 Individuen pro Totholzexponat bzw. Ind./0,5 m<sup>2</sup> Holzoberfläche. Für die Exponate, die zehn Wochen im Gewässerbett exponiert waren, ergibt sich eine mittlere Abundanz von 226 Ind./0,5 m<sup>2</sup> (Abb. 7.4).

Die mittlere Abundanz für die im Frühjahr 2003 durchgeführten Expositionsversuche liegt bei 255 Individuen pro Totholzexponat und 25 Taxa. Im Sommer 2003 besiedelten im Mittel 225 Invertebraten die Totholzexponate verteilt auf 27 Taxa. Die im Herbst 2003 an der Henne exponierten Kästen beherbergten im Mittel 986 Tiere und 37 Taxa. Im Frühjahr 2004 konnten im



Mittel 836 Individuen verteilt auf 35 Taxa in den in der Henne ausgebrachten Exponaten gefunden werden.

Am Ende dieses Kapitels kann eine Tabelle (Tab. 7.10) eingesehen werden, die das in dieser Untersuchung nachgewiesene Spektrum der Taxa mit ihrem jeweiligen Vorkommen in den Totholzexpositionen nach Jahreszeiten und in der Drift, sowie die Einordnung als Nutzer von Totholz nach HOFFMANN & HERING (2000) zeigt.

Tab. 7.2: Abundanz in den Totholzexponaten und Expositionsdauer. Exponate, die nicht vollständig geborgen werden konnten oder verdrifteten, sind mit „Verlust“ gekennzeichnet.

Kontrollzettel					
	Nahmer Bach	Elpe	Olpe	Oese	Henne
	Exposition 04.03.03 - 15.05.03				
	Verlust	152	165	Verlust	433
	Exposition 15.05.03 - 25.07.03				
	177	Verlust	89	Verlust	342
	Exposition 06.10.03 - 06.11.03				
Kasten 1					396
Kasten 2					1134
Kasten 3					1394
Kasten 4					1019
	Exposition 27.02.04 - 01.04.04				
Kasten 1					1220
Kasten 2					674
Kasten 3					1063
Kasten 4					387

Tabelle 7.3 listet die Stetigkeiten der Taxa aus den Totholzexponaten auf; dabei konnten die Ergebnisse von vierzehn Totholzexponaten einbezogen werden. Die Tabelle gibt Auskunft über die Einordnung der Taxa als Ernährungstypen, sowie über deren Strömungspräferenz nach SCHMEDTJE & COLLING (1996).

Die Chironomidae-Familien Tanypodinae und Orthocladiinae kommen mit 100 % Stetigkeit in allen Totholzexponaten vor. Die Vertreter der beiden Unterfamilien der Chironomidae werden den Detritus-/Sedimentfressern zugeordnet. Die Tanytarsini zeigen eine Stetigkeit von 93 %. Sie gehören ebenfalls zu den Detritusfressern und werden als limnorheophil eingestuft.

Tab. 7.3: Taxa der 14 Totholzexponate mit Stetigkeiten > 40 %. Aufgelistet sind außerdem die Präferenz für Totholz und, soweit bekannt, die Einstufung als Zerkleinerer (ZKL) und Fresser von grobpartikulärem Material (POM) nach der 10-Punkte-Verteilung von SCHMEDTJE & COLLING (1996). STR = Strömungspräferenz; LP = limnophil, RL = rheolimnophil, RP = rheophil, RB = rheobiont, IN = indifferent.

	Stetigkeiten	HOL	ZKL	POM	STR
Tanypodinae non det.	100,0			4	
Orthocladiinae non det.	100,0			4	
Tanytarsini non det.	92,9			4	LP
Gammarus pulex L.	85,7	+	6		RP
Gammarus spec.	85,7	+	6	3	
Nemoura spec.	85,7		6		
Gammarus fossarum KOCH	78,6	+	7		RP
Baetis rhodani PICTET	78,6				RP
Protonemura spec.	78,6		6		
Leuctra spec.	78,6		4	1	RP
Chironomini non det.	71,4			4	
Simulium spec.	71,4				RP
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	64,3				RP
Isoperla spec.	64,3		1	1	RP
Rhyacophila nubila (ZETTERSTED)	64,3				RP
Chironomidae non det.	64,3		+		IN
Dicranota spec.	64,3			4	LR
Ancylus fluviatilis MÜLLER	57,1				RB
Baetis spec.	57,1				RL
Amphinemura spec.	57,1		5		RP
Limnephilidae non det.	57,1		5		IN
Empididae non det.	57,1				IN
Siphonoperla spec.	42,9		1		RP
Lepidostoma hirtum FABRICIUS	42,9	2	5		RL
Sericostoma flavicorne/personatum	42,9		8		

Hervorzuheben ist, dass die Diptera insgesamt mit sieben Taxa mit einer Stetigkeit > 40 % in den Totholzexponaten gefunden wurden.

Als zweitstetigste Ordnung ist die der Crustacea zu nennen, insbesondere die der Familie Gammaridae. *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* treten mit 86 % Stetigkeit in den Totholzexponaten auf. Die Arten werden als Holzfresser bzw. Zerkleinerer eingestuft.

Insgesamt elf Taxa der EPT-Zönose treten mit Stetigkeiten > 40 % in den exponierten Holzpaketen auf. Von den Ephemeroptera *Baetis rhodani* und *Habroleptoides confusa* ist keine besondere Assoziation zu Totholz bekannt. Die als Zerkleinerer eingestuften Plecopteren sind mit sechs Gattungen sehr stetig in den Exponaten vertreten. Insbesondere die Gattung *Nemoura* ist mit einer Stetigkeit von 85,7 % gefunden worden.

Für die Gattung *Tipula*, die auf Grund ihrer Stetigkeit von 21 % nicht in die Tabelle aufgenommen wurde, gilt ebenfalls, dass sie in einigen Totholzexpo-

naten in hohen Zahlen auftritt. Bemerkenswert ist, dass die Schnecke *Ancylus fluviatilis* mit einer Stetigkeit von 57 % in den Exponaten verweilte. Während diese Schnecke vereinzelt in den Referenzproben vorkam, wurde sie in den Totholzexponaten mit Individuenzahlen von vier bis 13 Tieren pro Kasten gefunden.

Hervorzuheben ist noch die hohe Stetigkeit von *Simulium spec.* in den Totholzexponaten. Die Gattung *Simulium* ist weder durch eine Affinität zu Totholz bekannt, noch bevorzugt sie strömungsberuhigte Bereiche. Beim Absammeln der Totholzkästen wurde besonders darauf geachtet, dass mögliche Simuliidae, die das glatte Stahlgestell der Totholzexponate als geeignete Sitzplätze ausgewählt haben könnten, nicht in die Totholzprobe geraten. Daher ist davon auszugehen, dass die Kriebelmücken *in* den Totholzkästen verweilten.

Die Großgruppe der Diptera stellt an den Taxa der Totholzexponate den größten prozentualen Anteil (Abb. 7.3). Im Mittel beherbergten die exponierten Holzpakete 56 % Diptera.

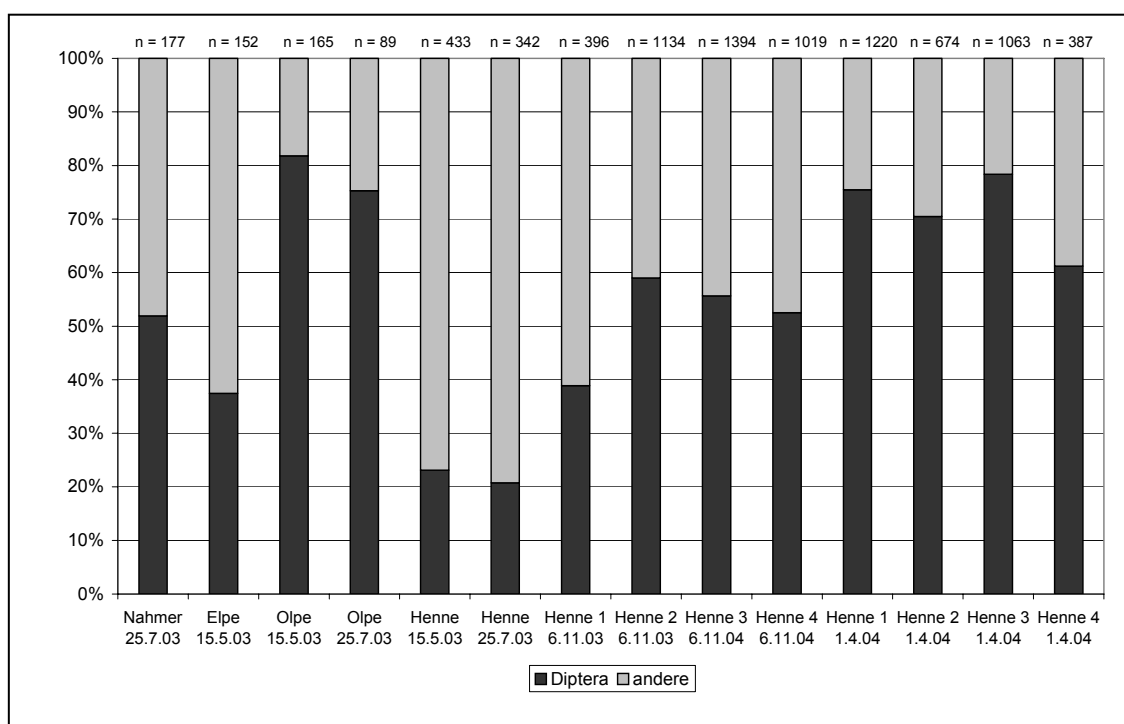


Abb. 7.3: Prozentualer Anteil der Großgruppe Diptera an den Gesamtindividuenzahlen (n = Gesamtindividuenzahl im Totholzexponat). Das Datum gibt den Zeitpunkt der Bergung der Exponate an.

Unter den Diptera ist die Dominanz der Chironomidae hervorzuheben. Die Abundanz der Chironomidae in den Totholzexponaten erreicht maximale

Individuenzahlen von 980 Tieren. Auf die bemerkenswert hohe Abundanz der Zuckmücken-Unterfamilie Orthocladiinae sei mittels Abb. 7.4 hingewiesen: In den Totholzexponaten wurde eine Gesamtsumme von 5116 Dipteren gezählt; davon konnten 4275 Individuen als Orthocladiinae bestimmt werden. Unter diesem Gesichtspunkt wurde den Orthocladiinae besondere Aufmerksamkeit zuteil, da für die Gattung *Brillia* eine Affinität zum Totholz bekannt ist (HOFFMANN & HERING 2000, SPÄNHOF 2002A).

Für eine weiterführende Determination der Gattungen und Arten der Orthocladiinae sind in der Regel aufwändige Präparate der Kopfkapsel nötig, lediglich die Gattung *Brillia* lässt sich mittels Binokular bestimmen. Unter den Orthocladiinae stellt *Brillia spec.* einen mittleren Anteil von 13 % an der Gesamtsumme. Besonders hervorzuheben sind die Individuenzahlen der Orthocladiinae in den Totholzexponaten der Henne mit bis zu 846 Tieren (Henne 1, 2004). Die Gattung *Brillia* ist mit 71 Individuen (8,3 %) vertreten.

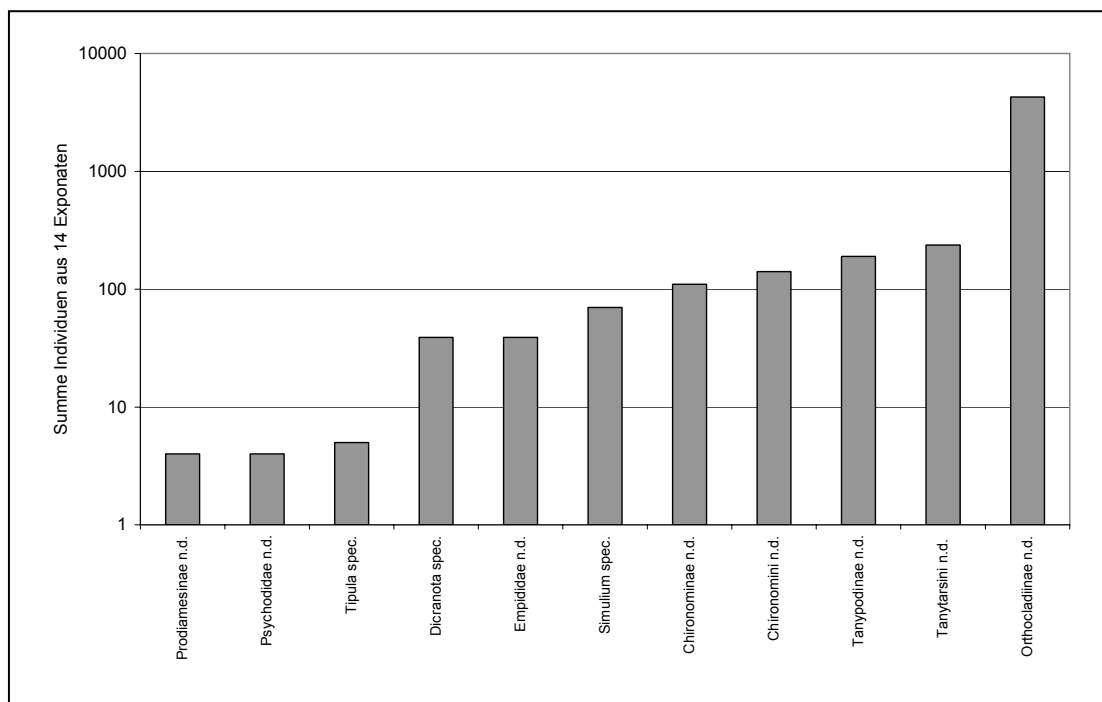


Abb. 7.4: Logarithmische Darstellung der Summe der Individuenzahlen der Familien, Unterfamilien und Gattungen der Diptera.

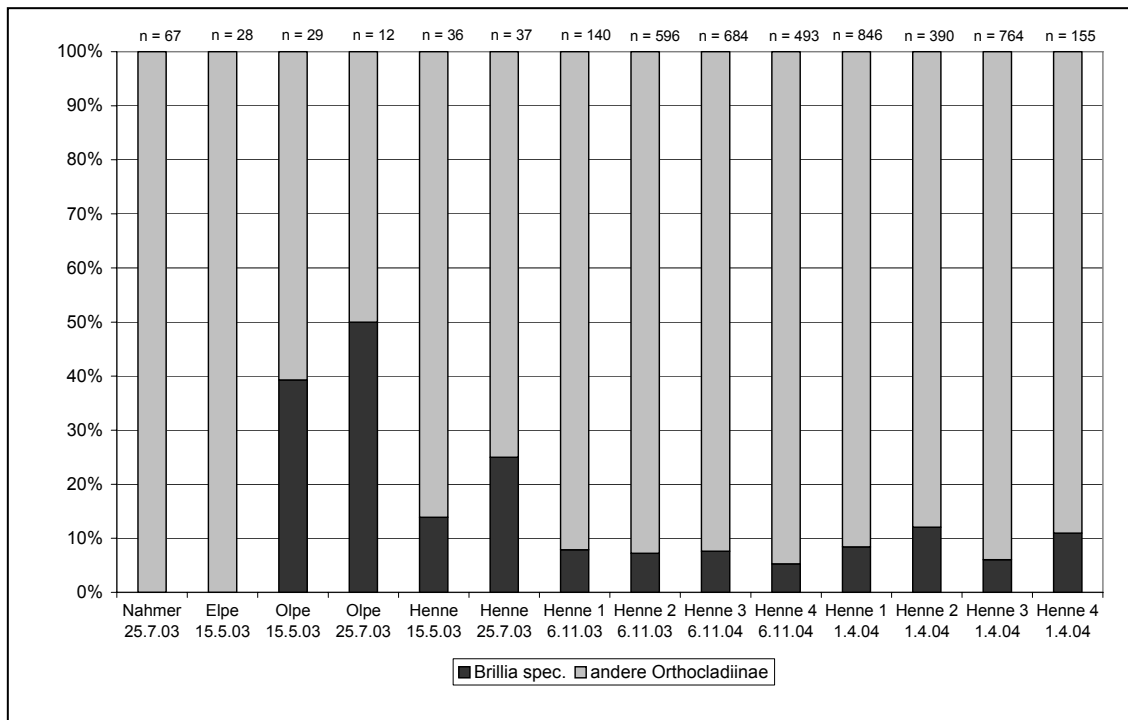


Abb. 7.5: Prozentualer Anteil der Gattung *Brillia* an den Gesamtindividuenzahlen der Orthocladinae (n = Gesamtindividuenzahl im Totholzexponat). Das Datum gibt den Zeitpunkt der Bergung der Exponate an.

## 7.2.2 Ernährungstypenverteilung der Taxozönose

Mittels Informationen aus dem Tabellenwerk von SCHMEDTJE & COLLING (1996) ist eine Zuordnung der Taxa zu den Ernährungstypen und damit die Berechnung der prozentualen Anteile an der Taxozönose möglich. Die Sammelgruppe der Detritusfresser stellt mit im Mittel rund 50 % Anteil den dominierenden Ernährungstyp in den Totholzexponaten (Abb. 7.6).

Der hohe Anteil der Detritusfresser ist ein Grund für die Favourisierung einer Darstellung der prozentualen Anteile **ohne** die Detritusfresser für die einzelnen Totholzexponate (Abb. 7.7). Der Anteil der Ernährungstypen variiert zwischen den einzelnen Totholzexponaten deutlich. Der prozentuale Anteil der Zerkleinerer und Holzfresser liegt zwischen 19 % im Minimum und 57 % im Maximum. Dabei liegt der Anteil der Holzfresser für alle Proben unter 1 %. Der prozentuale Anteil der Weidegänger variiert für die Taxozönosen in den Totholzexponaten zwischen 9,8 und 48,3 %. Ein bemerkenswert hoher Anteil an Taxa, für die es keine Angaben zur Ernährung gibt, ergibt sich für die Exposition an der Olpe im Sommer 2003 (71 %). Zurückzuführen ist dies auf einen hohen prozentualen Anteil der Diptera an der Taxozönose; davon nehmen die Unterfamilien der Chironomidae einen hohen Anteil ein (90 %).

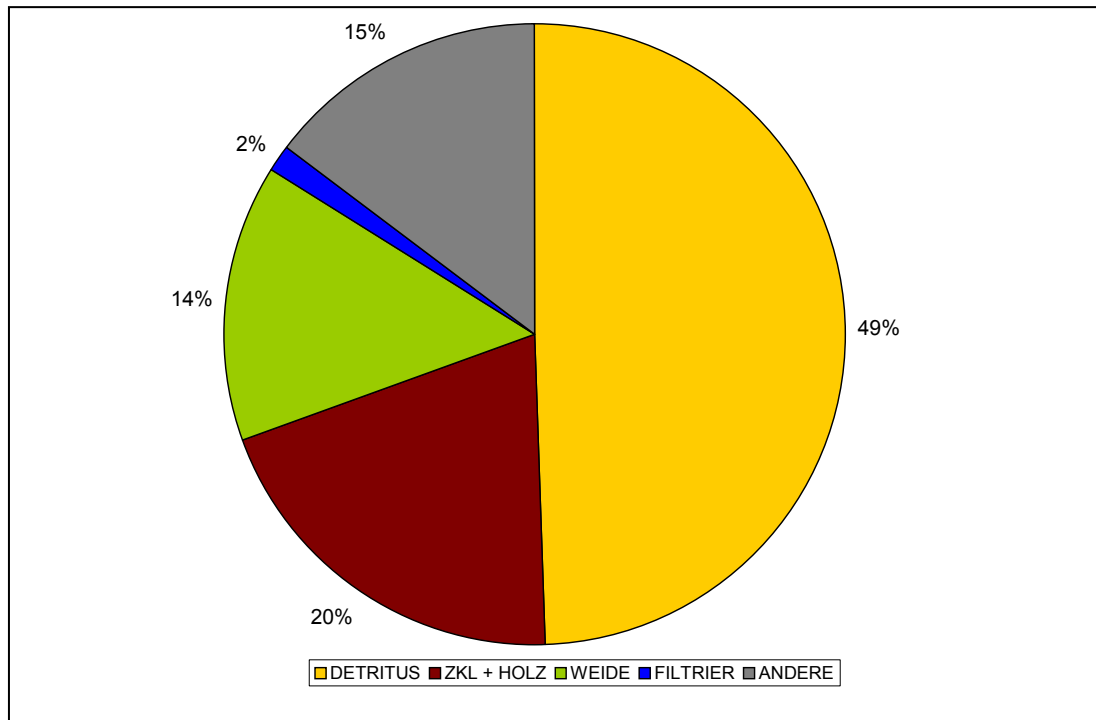


Abb. 7.6: Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen in den exponierten Holzpaketen (Detritus = Detritusfresser, Zkl + Holz = Zerkleinerer und Xylophage, Weide = Weidegänger, Filtrier = Passive und aktive Filtrierer, Andere = Räuber, Parasiten, ohne Zuordnung).

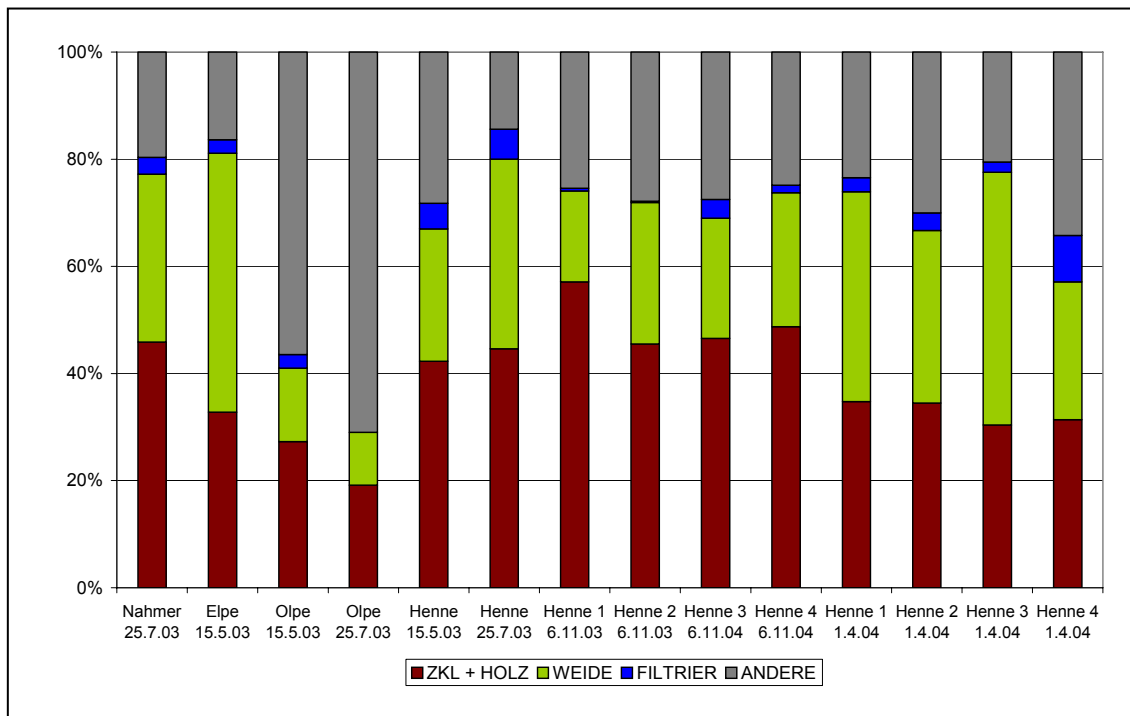


Abb. 7.7: Prozentuale Anteile der Ernährungstypen ohne die Detritusfresser in den exponierten Holzpaketen (Detritus = Detritusfresser, Zkl + Holz = Zerkleinerer und Xylophage, Weide = Weidegänger, Filtrier = Passive und aktive Filtrierer, Andere = Räuber, Parasiten, ohne Zuordnung).



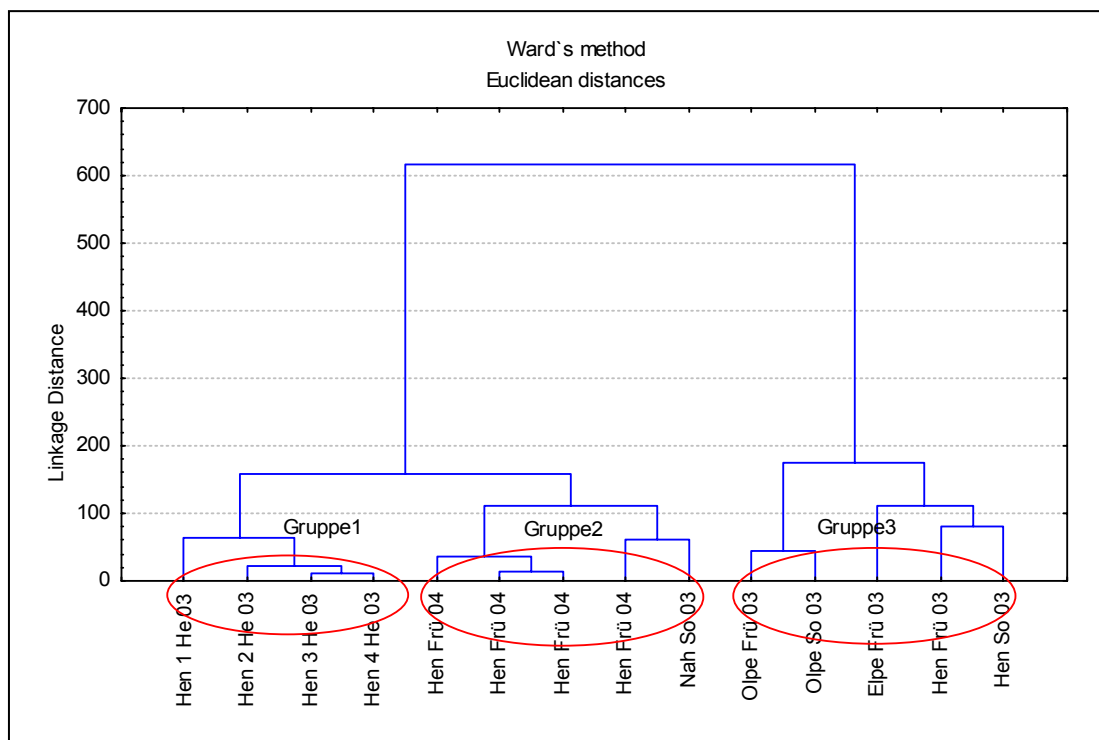


Abb. 7.8: Ergebnis der Clusteranalyse für die Renkonnzahlen als Maß der Ähnlichkeit der Taxalisten der Totholzkästen. Abkürzungen: Hen = Henne, Nah = Nahmer Bach, He = Herbst, Frü = Frühjahr, So = Sommer.

Das aus diesen Werten erstellte Dendrogramm (Abb. 7.8) verdeutlicht die Ergebnisse: Gruppe 1 setzt sich zusammen aus den Taxozönosen in den Exponaten an der Henne vom Herbst 2003. Als Gruppe 2 formieren sich die Faunen der Totholzpakete, die im Frühjahr 2004 in der Henne exponiert waren. Außerdem gehört zu dieser Gruppe die Taxozönose vom Nahmer Bach (Sommer 2003). Gruppe 1 und 2 – den Taxozönosen der Henne – ist gemeinsam, dass die Holzpakete für einen Zeitraum von vier Wochen exponiert waren. Die Taxozönose der Holzpakete, die im Frühjahr 2003 und im Sommer 2003 für jeweils zehn Wochen im Gewässerbett exponiert waren, bilden Gruppe 3. Die Taxozönosen der Olpe und Henne bilden in Gruppe 3 jeweils eine Untergruppe.

Die Gruppierungen werden demnach vorwiegend von folgenden Faktoren gesteuert: Taxozönosen von Exponaten aus *einem* Gewässer sind sich besonders ähnlich, zweitwichtigster Parameter ist die Jahreszeit, zuletzt spielt die Länge des Expositionszeitraums eine Rolle.

Daher wird für einen Vergleich mit den Taxozönosen der parallel erhobenen quantitativen Makrozoobenthos-Beprobung eine Zusammenfassung der Daten nach den oben beschriebenen drei Gruppen favorisiert.



#### 7.2.4 Vergleich mit der quantitativen Makrozoobenthos-Beprobung

Ein Vergleich der Taxalisten der Totholzexponate mit denen der quantitativen Makrozoobenthos-Probe nach AQEM dient zur Klärung der Frage, ob die Exponate von Taxa besiedelt werden, die nicht in der Vergleichsprobe auftreten.

Ergebnis der acht Beprobungen mit der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ ist eine Artenliste mit insgesamt 106 Taxa. Zu den Taxozönosen der Totholzexponate liegt eine Übereinstimmung von 68 % vor; 32 Taxa konnten nur mittels der quantitativen Makrozoobenthos-Beprobung gesammelt werden. Die Dominanz dieser Taxa an der Invertebraten-Zönose liegt im Mittel < 3.2 %; sie sind demnach als ‚rezedent‘ bzw. ‚subrezedent‘ zu bezeichnen (MÜHLENBERG 1993).

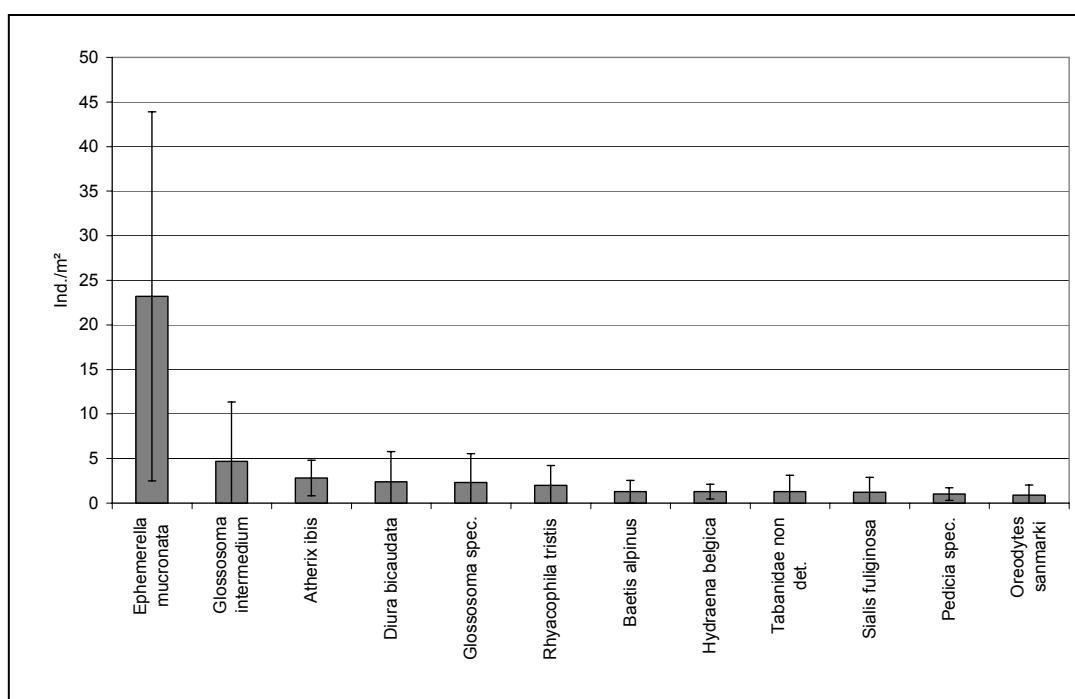


Abb. 7.9: Mittlere Individuendichte und Standardabweichung der Taxa, die exklusiv mit den AQEM-Beprobungen gesammelt wurden. Berücksichtigung fanden lediglich Taxa mit einer Dominanz > 1 % (‚rezedent‘).

Die Libelle *Calypteryx virgo*, die Köcherfliegen *Micrasema longulum*, *Odonotocerus albicorne* und *Hydropsyche dinarica* liegen als Einzelfunde für die AQEM-Beprobungen vor. ‚Rezедent‘ mit einer mittleren Dominanz von 2 % an der Taxozönose ist *Ephemerella mucronata*, die in den Totholzexponaten nicht siedelte (Abb. 7.9). Zu den Taxa, die in den Totholzexponaten nicht gefunden wurden, gehören auch solche, die als totholzassoziiert bekannt

sind und in ähnlichen Experimenten auf Totholz gesammelt wurden: *Atherix ibis*, *Diura bicaudata*, *Pedicia spec.* (AHLHELM 1999, WITZEL 1999, HOFFMANN & HERING 2000).

Ergebnis der 14 Totholzexponate ist eine Artenliste mit insgesamt 90 Taxa; 20 % der Taxozönose konnte in den Vergleichsproben nach AQEM nicht gesammelt werden (18 Taxa; siehe auch Tab. 7.5).

Von den 18 Taxa, die ausschließlich in den Totholzexponaten vorkommen, werden vier als eng mit Totholz assoziiert beschrieben. Die Chironomidae-Gattung *Brillia* ernährt sich obligat von Totholz. Die Arten der Trichoptera-Gattungen *Potamophylax* und *Halesus* werden als fakultativ xylophag aufgeführt.

Tab. 7.5: Liste der Taxa, die ausschließlich in den Totholzexponaten vorkommen und deren Einschätzung als obligat (o. x.) bzw. fakultativ xylophag (f. x.) nach HOFFMANN & HERING (2000).

	Summe Totholzexponate	Summe AQEM Vergleichsprobe	Assoziation zu Totholz
<i>Brillia spec.</i>	399	-	<b>O. X.</b>
<i>Centroptilum luteolum</i> MÜLLER	19	-	-
<i>Habrophlebia lauta</i> EATON	19	-	-
<i>Siphonurus spec.</i>	11	-	-
<i>Habroleptoides spec.</i>	6	-	-
<i>Platambus maculatus</i> (LINNE) Ad.	6	-	-
<i>Ecdyonurus submontanus</i> LANDA	4	-	-
<i>Potamophylax cin/lat/luc</i>	4	-	<b>f. x.</b>
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	3	-	-
<i>Halesus tessellatus/digitatus</i>	3	-	<b>f. x.</b>
<i>Annitella obscurata</i> McLACHLAN	3	-	-
<i>Halesus radiatus</i> CURTIS	2	-	<b>f. x.</b>
<i>Erpobdella spec.</i>	1	-	-
<i>Dinocras cephalotes</i> (CURTIS)	1	-	-
<i>Hydraena spec.</i> Ad.	1	-	-
<i>Rhyacophila fasciata</i> HAGEN	1	-	-
<i>Scleroprocta spec.</i>	1	-	-
<i>Brachycera non det.</i>	1	-	-

Für die vergleichende Darstellung der prozentualen Anteile der Ordnungen des Makrozoobenthos wurde der Anteil der dominierenden Dipteren herausgerechnet (Abb. 7.10).

Der prozentuale Anteil der als Zerkleinerer lebenden Crustacea und Plecoptera ist in den Totholzexponaten höher als in den Vergleichsproben. Die Crustacea erreichen in den Holzpaketen prozentuale Anteile von 30 bis 78 %; hingegen sind sie in den quantitativen Makrozoobenthos-Proben lediglich

mit 25 bis maximal 59 % vertreten. Der Anteil der Crustacea, in den Proben vertreten durch die Gattung *Gammarus*, ist sowohl für die quantitativen Makrozoobenthos-Proben als auch die Holzpakete im Herbst mit verstärktem Blattlaub-Vorkommen im Gewässer am Höchsten. Die prozentualen Anteile der Plecoptera liegen in den Vergleichsproben bei maximal 14 %, jedoch in den Totholzexponaten bei maximal 36 %.

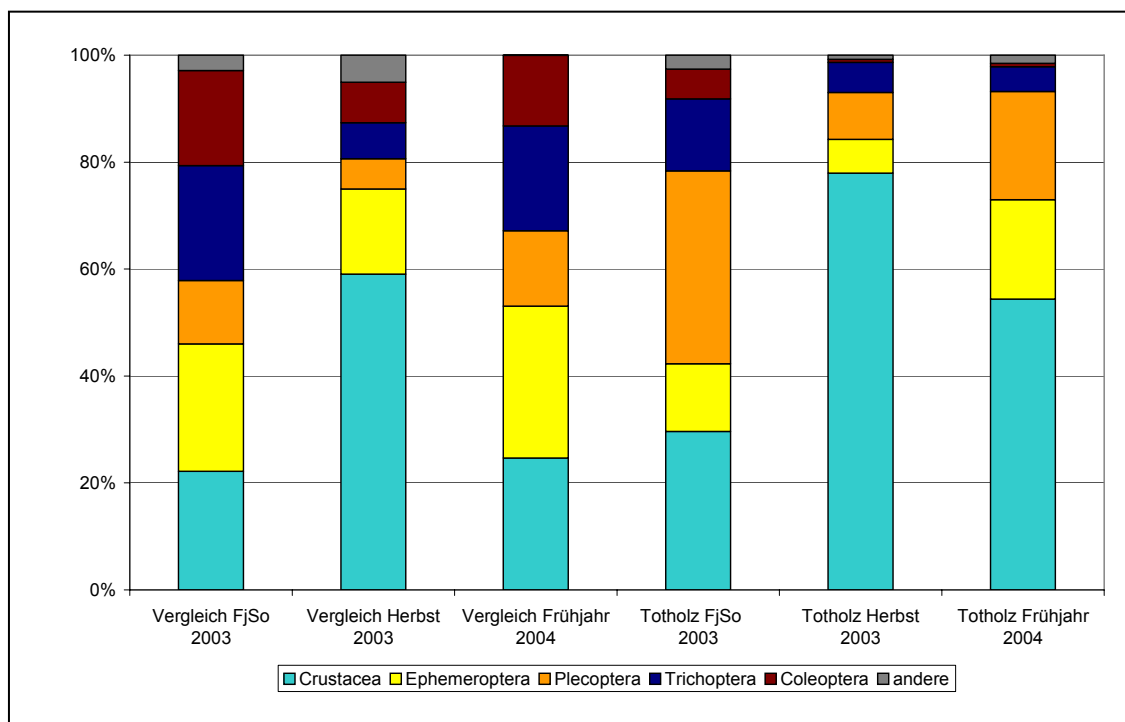


Abb. 7.10: Prozentuale Anteile der Ordnungen des Makrozoobenthos in den Vergleichsproben (links) und in den Totholzexponaten (rechts), über die Probenahmezeiträume gemittelt (andere=Tricladida, Mollusca, Hirudinea, Megaloptera, Odonata).

Um beurteilen zu können, ob die beobachteten Veränderungen der Makrozoobenthoszönose und die erhöhte Abundanz einzelner Arten zu einer Aufwertung der Zönose führt, muss ein geeigneter Bewertungsmaßstab gefunden werden. Da die Vergleichsproben an den Probestellen nach der ‚AQEM Multihabitat Sampling Methode‘ genommen wurden, empfiehlt sich eine Umrechnung der Totholzproben auf diesen Maßstab. Die Grundfläche der Totholzexpositions Kästen (28 x 35 cm) entspricht weitgehend einem Quadrat bei der Beprobung nach dem ‚Mult-Habitat-Sampling‘ nach AQEM (25x25cm). Deshalb wurde angenommen, dass die künstliche „Totholzansammlung“ etwa einer Teilprobe der ‚Sampling-Methode‘ entspricht, also 5 %. Dabei wird vorausgesetzt, dass bei einer Beprobung des Bachabschnittes

genau diese Totholzansammlung komplett beprobt wird. Unter dieser Annahme wurde 1/20 des Makrozoobenthos der saisonal dazugehörigen Vergleichsprobe herausgerechnet und durch den Anteil der Totholzkästen ersetzt. Es entstanden zwei Gruppen von „Probestellen“, 14 Probestellen „mit Totholz“ und sieben Vergleichsproben „ohne Totholz“; an den Vergleichsproben wurde nichts verändert. Der T-Test für verbundene Stichproben, Wilcoxon-matched-pairs-Test, sollte zeigen, ob sich die beiden Gruppen in ihrer Artzusammensetzung, den Ordnungen und Metrics signifikant unterscheiden (Tab. 7.6).

Tab. 7.6: Wilcoxon-matched-pairs-Test für die Ordnungen der Gruppen „mit Totholz“ und „ohne Totholz“, sowie für ausgewählte Metrics. Aufgelistet sind die signifikanten Ergebnisse ( $p < 0,05$ , fett) und die bedingt signifikanten Ergebnisse ( $p < 0,1$ ). Ein negatives Vorzeichen für den Z-Wert steht für eine Abnahme in den Proben „mit Totholz“.

	T	Z	p-level
<b>Plecoptera</b>	30	1,775	0,076
<b>Trichoptera</b>	29	1,843	0,065
<b>Diptera</b>	29	1,843	0,065
<b>Epirhithralbewohner [%]</b>	26	-2,048	<b>0,041</b>
<b>Anteil Rheobionter [%]</b>	27	-1,979	<b>0,048</b>
<b>Weidegänger [%]</b>	26	-2,048	<b>0,041</b>
<b>EPTCOM-Taxa [%]</b>	27	1,988	<b>0,047</b>

Die Abundanz der Plecoptera, Trichoptera, Diptera und vor allem der EPTCOM-Taxa ist in der Gruppe „mit Totholz“ erhöht gegenüber der Gruppe „ohne Totholz“ (Abb. 7.11). Hingegen nimmt der prozentuale Anteil der Epirhithralbewohner, der strömungsliebenden Taxa und der Weidegänger in den Proben „mit Totholz“ ab.

Die Bewertung mit dem AQEM-Assessment-Programm resultiert in der Ausgabe einer Bewertungsklasse, die für den höchsten ökologischen Zustand der Fauna einer Probestelle ‚high‘ (1) und für den schlechtesten Zustand ‚bad‘ (5) vergibt (AQEM CONSORTIUM 2002, MEIER et al. 2004). Der für die Zustandsklasse verwendete ‚Metric‘ setzt sich für den Gewässertyp 5 aus fünf ‚Core-Metrics‘ zusammen: Der Diversität, dem ‚German Fauna Index‘, dem prozentualen Anteil der Metarhithralbewohner und der EPT-Taxa, sowie dem Rheo-Index nach BANNING (1990). Einzelne ‚Metrics‘, wie der EPT-

Anteil, erfahren bei der Berechnung eine leichte Verbesserung in den Proben „mit Totholz“, jedoch ist die Verbesserung nicht signifikant.

Bei einer Berechnung der Zustandsklasse für ‚Degradation of Morphology‘ mit dem AQEM-Bewertungsprogramm kommt es bei den Proben „mit Totholz“ zu keiner Änderung der Klasse.

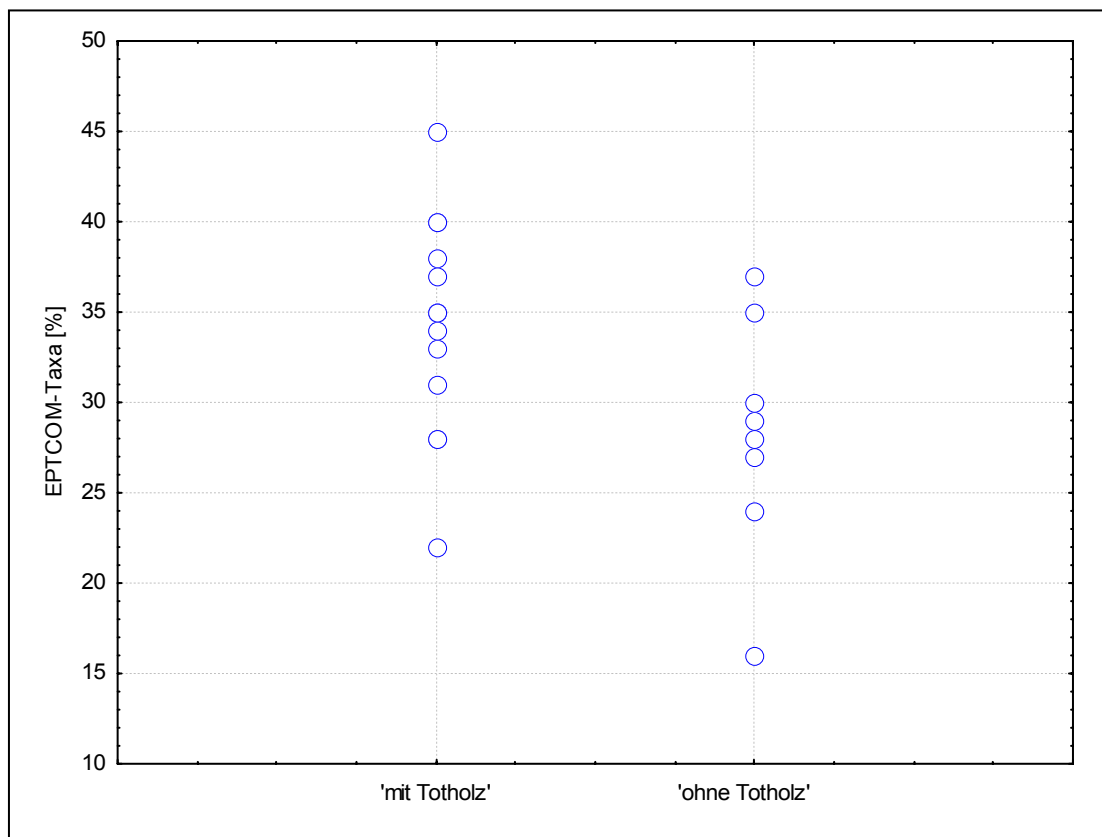


Abb. 7.11: Streudiagramm für den prozentualen Anteil der EPTCOM-Taxa der Proben „mit Totholz“ und „ohne Totholz“. Der Median für die Testgruppe „mit Totholz“ liegt bei 35 %; der für die Gruppe „ohne Totholz“ bei 28 %.

### 7.2.5 Ergebnisse der Driftmessungen

Das Artenspektrum der Driftmessungen wird aus der Tabelle in Anhang A9 ersichtlich. Ergebnis der fünf Driftmessungen an den Probestellen der Totholzexposition ist eine Artenliste mit insgesamt 53 Taxa. Die Schnecken *Radix baltica*, *Gyraulus albus* und *Ancylus fluviatilis* wurden zwar in den Totholzkästen, aber nicht in der Drift nachgewiesen. Für die Köcherfliegen fällt auf, dass einige Vertreter, die als totholzassoziiert gelten, in der Drift nicht vorkamen, jedoch in den Totholzkästen gefunden wurden (*Drusus annulatus*, *Halesus tessellatus/digitatus*, *Chaetopteryx villosa*). Jedoch ist dieser Unterschied nicht signifikant. Für zwei Taxa konnten mittels des Mann-

Whitney-U-Tests signifikant höhere Dichten in den Totholzexponaten als in der Drift nachgewiesen werden: *Habroleptoides confusa* und *Nemoura spec.* (Tab. 7.7). Für diese Taxa kann angenommen werden, dass sie die Exponate auf anderem Wege als über die Drift besiedelten. Mit den Driftnetzen wurde eine hohe Anzahl adulte Coleoptera der Gattungen *Hydraena*, *Elmis* und *Esolus* gefangen; der Unterschied zu den Totholzexponaten ist ebenfalls signifikant. Heptageniidae drifteten in den Versuchen im Mai 2003 ebenfalls frequent; ihre Individuenzahl ist für die Drift-Beprobungen signifikant höher als in den Totholzexponaten.

Tab. 7.7: Mann-Whitney-U-Test für Gruppe 1 (Totholzexponate) und Gruppe 2 (Driftmessung). Der Unterschied ist mit  $p < 0,05$  signifikant, ein positives Vorzeichen steht für einen höheren Wert in Gruppe 1.

	Mann-Whitney-U	Wilcoxon-W	Z	p-level
<i>Ecdyonurus venosus</i> Gr.	14	119	-2,722	0,006
<i>Epeorus assimilis</i> EATON	16	121	-1,962	0,049
<i>Rhithrogena semicolorata</i> Gr.	7	112	-3,433	0,001
<i>Habroleptoides confusa</i> SARTORI & JACOB	10	151	2,043	0,041
<i>Nemoura spec.</i>	4	157	2,600	0,009
<i>Hydraena belgica</i> D'ORCHYMONT Ad.	14	119	-2,722	0,006
<i>Elmis aenea</i> (MÜLLER) Ad.	0	105	-3,763	<0,001
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Ad.	8	113	-2,989	0,003
Muscidae n d.	14	119	-2,722	0,006

Für die Umrechnung der Driftmessungen auf die Totholzexponate wurde die Zahl der Individuen berechnet, die an die Totholzkästen herandrifteten und diese durch Zudrift in einem Zeitraum von 24 h besiedeln konnten. Maximal drifteten 8219 Tiere/24 h durch die Totholzkästen der Henne bei Meschede. Tabelle 7.8 zeigt ausgewählte Taxa für die vier beprobten Bäche. Auffällig ist die Dominanz der Chironomidae (Orthoclaadiinae und Tanytarsini) in der Drift. Die beiden Unterfamilien der Zuckmücken sind zu 100 % Stetigkeit in den Totholzexponaten vertreten. Die Gammaridae, die ebenfalls in hohen Stetigkeiten in den Totholzkästen gefunden wurden, kommen in der Drift mit maximal 10 % Anteil vor. Der Anteil driftender Individuen von *Baetis rhodani* beträgt maximal 25 %. Der Anteil dieser Eintagsfliege ist mit 78% Stetigkeit auch in den Totholzexponaten hoch.

Der Käfer *Esolus angustatus* und die Köcherfliege *Micrasema minimum* zeigen in zwei verschiedenen Bächen ebenfalls hohe Anteile an der Drift.

Unbeantwortet muss die Frage bleiben, ob die in der Drift in signifikant höheren Dichten auftretenden Taxa die Totholzkästen meiden, oder ob es andere Gründe für ein verringertes Auftreten in den Exponaten gibt. Insbesondere *Rhithrogena semicolorata* Gr. und die Coleoptera-Gattungen *Elmis* und *Esolus* driften im Mai 2003 frequent, sind aber in deutlich geringeren Individuendichten auf den Totholzexponaten gefunden worden als in der Drift.

Tab. 7.8: Driftintensität und relativer Anteil der häufigsten Taxa, die durch die Totholzexponate driften, sowie die Gesamtindividuenzahl/24 h.

	Nahmerbach 14.05.03 3078Tiere/24h		Olpe 15.05.03 2483Tiere/24h		Elpe 14.05.03 1352Tiere/24h		Henne 15.05.03 8219Tiere/24h	
	Ind/24 h	[%]	Ind/24 h	[%]	Ind/24 h	[%]	Ind/24 h	[%]
<i>Gammarus spec.</i>	0	0,0	0	0,0	6	0,4	794	9,7
<i>Baetis rhodani</i> PICT.	278	9,0	606	24,4	80	5,9	449	5,5
<i>Rhithrogena semicolorata</i> Gr.	17	0,6	0	0,0	6	0,4	1898	23,1
<i>Leuctra spec.</i>	0	0,0	59	2,4	6	0,4	440	5,4
<i>Elmis maugetii/aenea</i> Ad.	104	3,4	42	1,7	51	3,8	13	0,2
<i>Esolus angustatus</i> P. MÜLLER Ad.	0	0,0	416	16,7	6	0,4	17	0,2
<i>Micrasema minimum</i> McL.	0	0,0	701	28,2	0	0,0	0	0,0
Tanypodinae non det.	35	1,1	42	1,7	143	10,5	289	3,5
Orthocladiinae non det.	1913	62,1	59	2,4	827	61,2	1842	22,4
Tanytarsini non det.	191	6,2	6	0,2	34	2,5	177	2,2
<i>Simulium spec.</i>	157	5,1	42	1,7	103	7,6	125	1,5
<b>Summe</b>	<b>2695</b>	<b>87,6</b>	<b>1972</b>	<b>79,4</b>	<b>1260</b>	<b>93,2</b>	<b>6045</b>	<b>73,5</b>

### 7.2.6 Vergleich mit der Taxozönose von Falllaubexponaten

Die tatsächliche Aussagekraft der bisher beschriebenen Ergebnisse soll hinsichtlich der Frage geprüft werden, in wie fern die in den Exponaten ange-troffene Zönose auf die Exposition von Holz zurückzuführen ist. Zwei Arbeiten von Mitarbeitern der Abteilung Hydrobiologie (Universität Duisburg-Essen) an naturnahen Gewässerabschnitten des gleichen Gewässertyps liefern Daten für einen Vergleich mit Falllaubexponaten: Drahtgestelle mit Falllaub unterschiedlicher Herkunft wurden für 42 Tage (STOCK 2000) bzw. zehn Wochen (BÖCKELS & ZAPARTY 2000) im Bachbett exponiert.

Tabelle 7.9 zeigt exemplarisch die Häufigkeitsklassen der Taxa der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera und Coleoptera für die durchgeführten Expositionen mit Falllaub und die in dieser Arbeit diskutierten Totholzexponate. Unter den Ephemeroptera besiedeln Baetidae, Heptageniidae und Leptophlebiidae gleichermaßen Blattlaubexponate und Totholzpakete.

Nicht dargestellt sind die Funde, die in den Blattlaubpaketen zusätzlich vorkamen: *Cloeon dipterum* und *Procloeon bifidum*. Plekopteren wurden in den Blattlaubexponaten weniger zahlreich gefunden als in den Totholzpaketen. Die Gattungen *Siphonoperla* und *Dinocras* wurden nur in den Totholzexponaten gefunden, ebenso die Arten *Perla marginata* und *Brachyptera risi*. Insgesamt kommen zehn Taxa der Plekoptera in den exponierten Totholzpaketen vor; die Hälfte davon findet sich auch in den Blattlaubexponaten. Für die Coleoptera verhält es sich ähnlich.

Die Totholzexponate wurden von 24 Taxa der Trichoptera während der Expositionszeiträume besiedelt. Bei den meisten Taxa handelt es sich um Einzelfunde bzw. um wenige Individuen. Lediglich die Funde von *Rhyacophila nubila* können mit Häufigkeitsklasse 2 beschrieben werden. Neun Taxa wurden sowohl in den Blattlaubexponaten als auch in den Holzpaketen gefunden; diese gehören zu den Gattungen *Rhyacophila*, *Hydropsyche*, *Potamophylax*, *Halesus* und *Sericostoma*. Zusätzlich konnten in den exponierten Blattlaubpaketen *Agapetus delicatulus*, *Plectrocnemia conspersa*, *Micrasema longulum* und *Notodobia ciliaris* als Einzelfunde angetroffen werden. Große Unterschiede in der Besiedlung der künstlichen Exponate ergeben sich hinsichtlich der Familie Limnephilidae: Die Totholzpakete wurden insgesamt von sieben Taxa der Limnephilidae als Einzelfunde besiedelt; die Falllaubexponate beherbergten drei Taxa dieser Familie.

Die für die EPTC-Zönose aufgezeigten Differenzen zweier unterschiedlicher organischer Exponate wirken sich entsprechend auf die Ernährungstypenverteilung aus. Abbildung 7.12 stellt die mittleren prozentualen Anteile der Ernährungstypen für die drei Expositionsexperimente dar. Der prozentuale Anteil der in den Totholzexponaten dominierenden Gruppe der Detritusfresser nimmt auch im Falllaubexperiment von BÖCKELS & ZAPARTY (2000) rund 50 % an der Gesamtverteilung ein. Jedoch ist der Anteil der Zerkleinerer und Holzfresser in beiden Blattlaubexponaten mit 6 bzw. 13 % Anteil deutlich geringer als in den Holzpaketen (20 %). Hingegen ist der Anteil der Weidegänger in beiden Falllaubexperimenten mit 19 bzw. 27 % höher als deren mittlerer prozentualer Anteil in den Holzpaketen (14 %).



Tab. 7.9: Häufigkeitsklassen von Taxa ausgewählter Ordnungen in den Totholz- bzw. Falllaubexponaten. Die Häufigkeitsklassen sind 1 (1-2 Ind.), 2 (3-10 Ind.), 3 (11-31 Ind.), 4 (31-100 Ind.) und 5 (101-300 Ind.).

	Totholzexposition	Fallaubpakete nach Böckels & Zaparty (2000)	Fallaubpakete nach Stock (2000)		Totholzexposition	Fallaubpakete nach Böckels & Zaparty (2000)	Fallaubpakete nach Stock (2000)
<b>Ephemeroptera</b>				<b>Fortsetzung Coleoptera</b>			
Siphonurus spec.	1			Elmis maugetii/aenea Ad.	1		1
Baetis rhodani PICTET	2	2	3	Elmis spec. Lv.	1	1	
Centropilum luteolum (MÜLLER)	1	1		Esolus angustatus (MÜLLER) Lv.	1		
Ecdyonurus submontanus LANDA	1			Esolus angustatus (MÜLLER) Ad.	1		
Ecdyonurus torrentis KIMMINS	1	1		Oulimnius tuberculatus (MÜLLER) Lv.	1		1
Ecdyonurus venosus - Gruppe	1	1		Limnius volckmari (PANZER) Ad.	1		
Epeorus assimilis EATON	1	1		Limnius spec. Lv.	1	1	
Rhithrogena semicolorata Gr.	2	1	1	<b>Trichoptera</b>			
Heptageniidae non det.	1			Rhyacophila fasciata HAGEN	1		
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	2	2	1	Rhyacophila nubila (ZETTERSTEDT)	2	1	2
Habrophlebia lauta EATON	1	1	1	Rhyacophila s.str.	1		
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	1			Rhyacophila spec.	1		
Leptophlebiidae non det.	1			Glossosoma boltoni CURTIS	1		
Ephemerella danica MÜLLER	1			Glossosoma conformis NEBOISS	1		
Serratella ignita (PODA)	2	1		Hydropsyche instabilis (CURTIS)	1		
<b>Plecoptera</b>				Hydropsyche pellucidula (CURTIS)	1		1
Isoperla spec.	2	1	1	Hydropsyche siltalai DÖHLER	1	2	1
Dinocras cephalotes	1			Hydropsyche spec.	1	1	1
Perla marginata (PANZER)	1			Polycentropus flavomaculatus (PICTET)	1		
Siphonoperla spec.	1			Micrasema minimum McLACHLAN	1		
Brachyptera risi (MORTON)	1			Drusus annulatus (STEPHENS)	1		
Amphinemura spec.	1	1		Anomalopterygella chauviniana (STEIN)	1		
Protonemura spec.	2	1		Potamophylax cin./lat./luc. Gr.	1	1	1
Nemoura spec.	2	1		Halesus radiatus (CURTIS)	1	1	
Leuctra nigra (OLIVIER)	1			Halesus tessellatus / digitatus	1	1	
Leuctra spec.	3		1	Chaetopteryx villosa (FABRICIUS)	1		
<b>Coleoptera</b>				Anitella obscurata (McLACHLAN)	1		
Orectochilus villosus (MÜLLER) Lv.	1	1	1	Limnephilidae non det.	1	1	
Platambus maculatus (LINNAEUS) Ad.	1			Silo pallipes (FABRICIUS)	1		
Agabus spec. Lv.	1			Silo piceus (BRAUER)	1		
Hydraena gracilis GERMAR Ad.	1		2	Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)	1		
Hydraena spec. Ad.	1			Sericostoma flavicorne / personatum	1	1	1

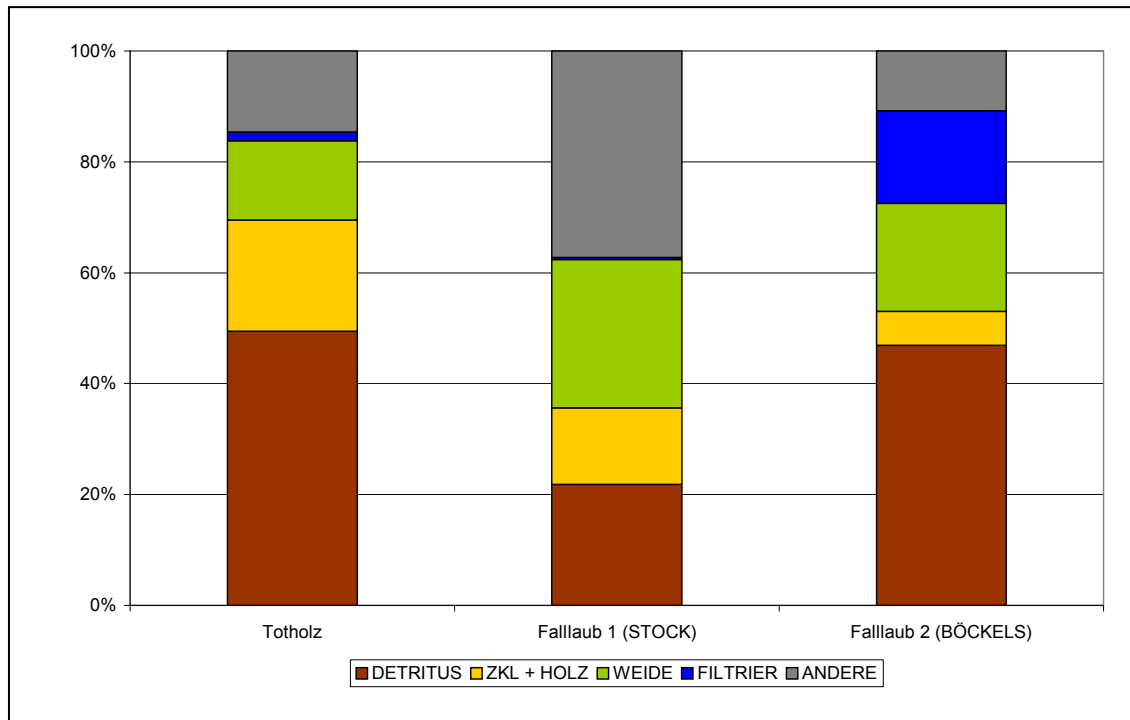


Abb. 7.12: Mittlere prozentuale Anteile der Ernährungstypen in den Expositionsexperimenten Totholz (Lautenschläger), Falllaub 1 (Stock) und Falllaub 2 (Böckels & Zaparty).

### 7.2.7 Zusammenfassung von Kapitel 7.2

- Die Taxozönosen der Totholzexponate unterschiedlicher Fließgewässer sind sich untereinander ähnlich. Die Holzpakete werden von totholzassoziierten Taxa besiedelt, z. B. *Brillia spec.*, *Potamophylax cingulatus* Gr., *Halesus tessellatus/digitatus* und *Halesus radiatus*.
- Gegenüber den Vergleichsproben ist der Anteil der EPTCOM-Taxa erhöht.
- Die Besiedlung der Exponate erfolgt sowohl über die Drift als auch über die Gewässersohle.
- In einem Vergleich mit der Taxozönose von Blattlaubexponaten stellt sich heraus, dass der Anteil an Zerkleinerern und Holzfressern in den Totholzexponaten höher ist.

## 7.3 Diskussion

### 7.3.1 Expositionszeitraum und Design der Exponate

Für die Totholzexponate wurde Erlenholz in naturnahen Bachauen gesammelt. Es wurden Äste und Zweige in weitgehend unverrottetem Zustand und frei von optisch sichtbarer Pilzbesiedlung verwendet. SPÄNHOF (2002B) un-

tersuchte den Einfluss unterschiedlicher Verfallsstadien von Totholzexponaten in Fließgewässern und stellte keinen Unterschied in der Besiedlungsdichte von verrottetem Holz zu gut erhaltenem Holz fest. Der Autor unterstreicht, dass die Holzart bzw. Baumart (Erle oder Eiche) eine untergeordnete Rolle spielt (SPÄNHOF 2002A). Auch andere Studien entdeckten keine signifikante Verbindung zwischen der Besiedlungsdichte von Holz und der Oberflächenbeschaffenheit, dem Verfallsstadium und der Baumart (WARMKE & HERING 2000).

Insgesamt sechs Totholzpakete wurden für eine Dauer von zehn Wochen exponiert. Acht Holzpakete wurden bereits nach vier Wochen aus dem Gewässer geborgen. SPÄNHOF (2002A) stellte bei Totholzexpositionen in naturnahen Bächen für 16, 35 und 52 Tage fest, dass es zunächst zu einem Anstieg der Besiedlung auf dem Totholz nach 35 Tagen kommt, jedoch zu einem Rückgang der Invertebratendichten nach 52 Tagen. Ein Vergleich der Abundanzen der Zeiträume Frühjahr/Sommer 2003 (226 Tiere pro Kasten), Herbst 2003 (986 Tiere pro Kasten) und Frühjahr 2004 (836 Tiere pro Kasten) zeigt, dass am Ende einer zehnwöchigen Expositionszeit 2/3 weniger Wirbellose in den Exponaten lebten als nach einer vierwöchigen Periode. Somit kann der von SPÄNHOF (2002A) beobachtete Trend bestätigt werden. O'CONNOR (1992) konnte zeigen, dass in Experimenten mit künstlichen Substraten ein Plateau der Taxazahlen nach zwei Wochen erreicht wurde, dass auch nach vier bzw. sechs Wochen nicht mehr überschritten wurde.

Holz im Gewässer kann über drei Wege von immigrierenden Organismen besiedelt werden (NILSEN & LARIMORE 1972):

- Über das Substrat kriechend (Schnecken, Köcherfliegen, einige Eintagsfliegen)
- Über die Drift (Kriebelmücken, Zuckmücken, Eintagsfliegen)
- Über die Eiablage auf Holz (Köcherfliegen).

In den vorliegenden Untersuchungen ist die Besiedlung über das Substrat durch den massiven Betonsockel der Totholzexponate erschwert, obwohl jeder Sockel im Bachbett vergraben wurde und somit auf gleicher Höhe wie die umliegenden Steine lag. Für eine mögliche Besiedlung über die Eiablage

war außer im ersten Zeitraum die Expositionszeit zu kurz. Somit ist davon auszugehen, dass der Schwerpunkt der Besiedlung auf der Zudrift liegt. Dennoch ist es drei Species der Gastropoda (die Schnecken *Radix baltica*, *Gyraulus albus* und *Ancylus fluviatilis*) und einigen köchertragenden Trichopteren (*Drusus annulatus*, *Halesus tessellatus/digitatus*, *Chaetopteryx villosa*) gelungen, die Totholzexponate über die Bachsohle zu besiedeln. Dies entspricht Beobachtungen von FELD (1998), der vermutete, dass die Schnecke *Viviparus viviparus* kriechend über Einschlagpflocke in 50 cm über dem Substrat aufgehängte Totholzkörbe gelangt sein muss.

Neben der Besiedlung über die Sohle bestand die Möglichkeit, dass Tiere die Totholzkörbe über driftende Pflanzenteile erreichten. Die Driftfänge haben gezeigt, dass vor allem die Taxa Chironomidae, *Baetis rhodani* und *Gammarus spec.* ein hohes Besiedlungspotential für Totholzexponate im Frühjahr/Sommer besitzen. Die genannten Taxa stellten maximal 78 % der gefangenen Individuen an den Driftfangterminen. SCHÖNBORN (1992) führt für Chironomidae Anteile von 24 bis zu 70 % an der Drift an. Ephemeropteren drifteten häufiger als Plecopteren oder Trichopteren, wobei es auch zwischen Ufernähe und Strommitte Unterschiede geben kann; *Baetis* driftet in Ufernähe (SCHÖNBORN 1992).

In der vorliegenden Untersuchung kann auf Grund der wenigen Expositionstermine der Totholzkästen keine abschließende Beurteilung der Methode stattfinden, jedoch ist festzuhalten, dass die verwendeten Kästen für Mittelgebirgsbäche hervorragend geeignet sind: Sie wurden auf Grund ihres hohen Gewichts nicht verdriftet, die Besiedlung mit Invertebraten erfolgte vorwiegend durch Zudrift, die Kästen konnten aber trotzdem auch über das Gewässerbett kriechend erreicht werden.

### 7.3.2 Die totholzbesiedelnde Taxozönose

Totholz spielt eine herausragende Rolle in Fließgewässern als Habitat für Makroinvertebraten, als Strukturbildner und auch als Nahrungsquelle (HERING & REICH 1997). Abhängig vom Grad der Nutzung von Holz als Nahrungsquelle wird die Gewässerfauna hinsichtlich ihrer Assoziation zu Totholz klassifiziert (aus HOFFMANN & HERING 2000):

- Nicht-xylophage, holzassoziierte Taxa. Diese Arten zeigen eine Präferenz für Holz als Habitat in einem Abschnitt ihres Lebenszyklus. Die

Tiere ernähren sich von dem Biofilm, der sich auf verrottendem Holz bildet oder von Algen.

- Fakultativ xylophage Taxa. In diese Gruppe fallen Zerkleinerer, die Totholz, aber auch Blattlaub als Nahrung nutzen.
- Obligat xylophage Taxa. Diese Makroinvertebraten sind eingeschränkt auf eine reine Ernährung von Totholz. Zu dieser Gruppe gehören holzbohrende Arten.

Herausragende Besiedler der Totholzexponate waren in der vorliegenden Untersuchung die Dipteren. Ihr mittlerer prozentualer Anteil beträgt 57 %. Diese Ergebnisse decken sich mit Literaturangaben von DUDLEY & ANDERSON (1987) bzw. mit Studien innerhalb der Abteilung Hydrobiologie: In Untersuchungen zur Emergenz aus Totholz von AHLHELM (1999) und WITZEL (1999) lag der Anteil der Diptera bei 64 %.

In der vorliegenden Arbeit werden die Diptera vorwiegend durch die Familie Chironomidae repräsentiert; insbesondere durch die totholzfressende *Brillia spec.*, die exklusiv in den Totholzexponaten gefunden wurde. Auch SPÄNHOF (2002A) beobachtete eine Dominanz von Dipteren und Trichopteren, insbesondere von der Köcherfliege *Lype spec.* und der Zuckmückenlarve *Brillia spec.* Die Trichoptere, die eine Präferenz für naturnahe Bäche zeigt, wurde in den Totholzkästen der vorliegenden Untersuchung nicht gefunden. Chironomidae sind in hohen Stetigkeiten und mit Abundanzen von bis zu 900 Tieren pro Kasten gefunden worden. In allen Untersuchungen, die sich mit Biozönosen auf Totholz beschäftigen, sind Chironomidae die wichtigste Gruppe, die Totholz besiedelt (ANDERSON 1982). Von einigen Vertretern der Zuckmücken (z. B. *Brillia spec.*) weiß man, dass sie eng mit Holz assoziiert sind (ANDERSON 1989, HOFFMANN & HERING 2000).

*Dicranota spec.* wurde ebenfalls in hohen Stetigkeiten in den Totholzexponaten gefunden. In Laborexperimenten stellten DUDLEY & ANDERSON (1987) fest, dass sich die Dipteren-Gattungen *Dicranota* und *Tabanus* räuberisch von holzbohrenden Insekten ernähren. Somit nutzt *Dicranota spec.* die Ansammlung von Totholz in den Expositionskästen als indirekte „Nahrungsquelle“. Für einige Gattungen der Familie Limoniidae ist eine starke Assoziation zu Totholz bekannt (DUDLEY & ANDERSON 1987, HOFFMANN & HERING

2000). In Untersuchungen zur Emergenz aus aquatischem und terrestrischem Totholz an einem münsterländer Lößlehmbach stellte die Limoniidae *Lipsothrix nobilis* 95 % der emergierenden Gesamtbiomasse (WITZEL 1999). *Tipula spec.* gehört zu den Vertretern der obligaten Zerkleinerer (CUMMINS & KLUG 1979). In einigen Totholzexponaten wurde die Dipteren-Gattung *Tipula* in hohen Zahlen gefunden. Durch die spezielle Nahrungsanpassung geht die Zahl der Tiere durch fehlenden Laubeintrag an Gewässerabschnitten zurück, an denen der Gehölzsaum entfernt wurde. WALSH et al. (2001) zeigten, dass Tipulidae zu den Taxa gehören, die in Gewässerabschnitten mit urbanem Einfluss eher selten sind und an naturnahen Referenzstellen häufig vorkommen. HURYN et al. (2002) fanden einen höheren Anteil an *Tipula abdominalis* in Blattlaubexponaten in urbanen Gewässerabschnitten.

Simuliidae wurden von anderen Autoren als Totholz-Besiedler beschrieben (HERING & REICH 1997, FELD 1998). Auch in der vorliegenden Untersuchung liegt die Stetigkeit der Simuliidae auf den Totholzexponaten bei > 40 %. Für Larven von *Prosimulium* ist bekannt, dass sie für ihre Verpuppung bevorzugt kleine, ins Wasser reichende Zweige oder Äste in Verklausungen aufsuchen (REIDELBACH, mündliche Mitteilung). Es ist anzunehmen, dass für passive Filtrierer wie Simuliidae in den Totholzexponaten auf Grund von Verwirbelungen oder besonderen Strömungsbedingungen das Angebot an partikulärer Nahrung in der fließenden Welle besonders hoch ist (AHLHELM 1999).

Neben den Dipteren besiedelten vor allem die Crustaceen die Totholzexponate. Der Anteil der Nicht-Insekten beträgt in den vorliegenden Untersuchungen im Mittel 23,5 %, wobei allein der Anteil der Crustacea (Gammaridae) 22,9 % einnimmt. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen von FELD (1998). Für Gammaridae wird angenommen, dass sie sich möglicherweise xylophag ernähren, jedoch nicht darauf angewiesen sind (HOFFMANN & HERING 2000). Da sich Gammaridae jedoch von Blattlaub ernähren und die Totholzansammlungen in natürlichen Gewässern und auch die Exponate eine Falle für Blattlaub aus der fließenden Welle darstellen, sind diese Crustaceen stets mit Holzansammlungen assoziiert (SCHMEDITJE & COLLING 1996).

In der vorliegenden Untersuchung wurde vor allem *Gammarus pulex* in 86 % der 14 Totholzexponate gefunden. In den Expositionsexperimenten von

SPÄNHOF (2002B) kommt *G. pulex* als zweitstärkste Gruppe vor. *Gammarus pulex*, der als Zerkleinerer und Verzehrer von Blattlaub strömungsberuhigte Bereiche bevorzugt (SCHMEDITJE & COLLING 1996), scheint diese Kombination in den Totholzexponaten zu finden. Aber auch *Gammarus fossarum*, der deutlich schneller strömende Bereiche besiedelt als *G. pulex*, kommt in hohen Stetigkeiten in den Totholzexponaten vor.

Zu den fakultativ xylophag lebenden Makroinvertebraten zählen vor allem viele Vertreter der funktionalen Ernährungsgruppe ‚Zerkleinerer‘, zu denen viele Plecopteren, Trichopteren und Dipteren gehören (HOFFMANN & HERING 2000). In den exponierten Holzpaketen siedelten neun Gattungen der Plecoptera. *Nemoura spec.* war in 86 % der 14 Totholzexponate vorhanden. Für diese Gattung ist bekannt, dass eine starke Bindung an Totholz als Rückzugsort besteht (HOFFMANN & HERING 2000). Die sich als Zerkleinerer ernährende Gattung *Nemoura* lebt in Wassermoosen oder in Falllaubpackungen; letztere stellen sowohl Nahrung als auch Habitat (ERNST & STEWART 1986).

*Nemoura cinerea* wurde häufig in sommertrockenen Bächen unter Holzansammlungen gefunden, da bei Versiegen des Abflusses das Holz weiterhin feucht bleibt (SOMMERHÄUSER 1998B).

Die Köcherfliegenfamilien Limnephilidae und Lepidostomatidae sind in der Literatur als holzfressend beschrieben worden. Der Darminhalt von *Lasiocephala basalis*, einer Lepidostomatidae, bestand vollständig aus Holz von *Alnus glutinosa* und deren Blattfragmenten (HOFFMANN 1992). Mit einer Stetigkeit > 40 % war *Lepidostoma hirtum* in den Totholzkästen vertreten, die sich ebenfalls von Holz ernährt, wie Darminhaltsanalysen zeigten (MOOG 1995, HOFFMANN & HERING 2000).

Die Schnecke *Ancylus fluviatilis* trat in einigen Totholzexponaten in gehäufte Zahl auf. Sie taucht in 57 % der geborgenen Totholzkästen auf. Da sie nicht in der Drift vorkam, ist anzunehmen, dass sie die Kästen kriechend über die Gewässersohle erreichte. ANDERSON et al. (1978) ordnen Schnecken eine wichtige Rolle im Totholzabbau zu, indem sie durch ihr Fraßverhalten neue Besiedlungsmöglichkeiten für totholzassoziierte Taxa schaffen. In Untersuchungen von FELD (1998) stellte die Schnecke *Viviparus viviparus* 47 % der Besiedlungsdichte auf Totholzkörben mit Weidenholz.

Beprobungen natürlicher Holzansammlungen von WARMKE & HERING (2000) zeigten, dass zu den häufigsten Taxa auf Totholz eine Tipuliidae (*Lipsothrix spec.*) der Käfer *Elodes marginata*, *Gammarus fossarum*, die Zuckmückenunterfamilie Orthocladiinae und die Steinfliege *Protonemura intricata* gehören. Die vorliegende Untersuchung, in der dieselben Taxa hohe Stetigkeiten zeigen, unterstreicht somit, dass sich die Taxa auf Holzexponaten in urbanen Gewässern nicht deutlich von denen auf Holzverklausungen in naturnahen Bächen unterscheiden.

Der Vergleich mit den Falllaubexponaten von STOCK (2000) bzw. BÖCKELS & ZAPARTY (2000) zeigte, dass den Exponaten Taxa wie *Baetis rhodani*, *Ecdyonurus*, *Rhithrogena semicolorata*, und unter den Plecoptera die Gattung *Leuctra* sowie bei den Köcherfliegen die Gattungen *Rhyacophila* und *Hydropsyche* gemeinsam sind. MURPHY et al. (1998) beobachteten in Blattlaubexpositions-Experimenten eine Aggregation derselben Taxa und rechnen einen Erklärungsanteil von 37,2 % für diese Zusammensetzung den Parametern ‚additional detritus‘, ‚stream depth‘ und ‚water velocity‘ zu; d. h. die genannten Parameter führen nach vier Wochen Exposition von Blattlaubpaketen im Innern der Exponate zu für die oben stehenden Taxa optimalen Umweltbedingungen.

BAER et al. (2001) konnten zeigen, dass durch künstlichen Ausschluss von Falllaub aus einem Gewässerabschnitt die Abundanz von *Leuctra spec.*, *Lepidostoma spec.*, und *Isoperla spec.*, stark abnahm. Somit ist ein Teil der auf den untersuchten Totholzexponaten gefunden Taxa nicht allein durch das Holz bedingt, sondern könnte durch die Akkumulation von Blättern und Detritus verursacht sein. Bemerkenswert ist jedoch, dass innerhalb der EPTC-Zönose 36 Taxa exklusiv in den Holzpaketen gesammelt wurden, darunter *Chaetopteryx villosa*, *Annitella obscurata*, *Drusus annulatus* und *Anomalopterygella chauviniana*, die als Zerkleinerer bzw. totholzassoziiert beschrieben werden (SCHMEDTJE & COLLING 1996, HOFFMANN & HERING 2000).

Insbesondere der Individuen- und Artenreichtum der Zerkleinerer wird bei der Exposition von künstlichen Substraten von organischem Material wie Blattlaub oder Holz angesprochen: DANGLES et al. (2001) exponierten sowohl Birkenblätter als auch Plastik-Blätter und beobachteten eine deutlich erniedrigte Taxa- und Individuenzahl der Zerkleinerer auf den artifiziellen Substra-



ten. Die Zerkleinerer in den Falllaubpaketen hingegen wurden dominiert von *Leuctra spec.*, *Protonemura spec.*, *Amphinemura sulcicollis* und *Potamophyllax cingulatus*. Die Autoren konnten weiterhin zeigen, dass die Attraktivität von exponierten Substraten aus dem Anteil an POM resultiert: Je mehr POM sich in den Exponaten akkumulierte, desto ähnlicher wurden die Taxozönosen der verglichenen Exponate.

Eine Anreicherung an POM in den Totholzexponaten kann bestätigt werden. Das Verhältnis der ‚Zerkleinerer‘ zu ‚Detritusfressern‘ liegt für die Totholzexponate im Zeitraum Frühjahr/Sommer 2003 bei 1:2, im Herbst 2003 bei 1:2 und im Frühjahr 2004 bei 1:5. Dies entspricht Ergebnissen von FELD (1998). Die in den Untersuchungszeiträumen entnommenen Vergleichsproben zeigen im Mittel ebenfalls ein Zerkleinerer/Detritusfresserverhältnis von 1:2. WALLACE & BENKE (1984) stellten auf Totholz in einem Fließgewässer vierter Ordnung sogar ein Zerkleinerer/Sammler (Filtrierer und Detritusfresser) Verhältnis von 1:600 fest.

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass für das Einbringen künstlicher Exponate eine Verwendung von natürlichen Materialien wie Totholz oder Falllaub oder eine Kombination aus beidem zu favorisieren ist. Die Zusammensetzung der Taxozönose auf solchen Exponaten ähnelt der natürlicherweise in Blattlaub-Holzverklausungen angetroffenen Makroinvertebraten-Gemeinschaft.

### **7.3.3 Aufwertung der ‚urbanen‘ Zönose durch Totholzexposition**

Um urbane Gewässerabschnitte durch Einbringen von Ersatzstrukturen erfolgreich aufwerten zu können, bedarf es der Sicherheit, dass die benutzten Ersatzstrukturen von der gewünschten Zönose besiedelt werden. Insbesondere die hohen Renkonenzahlen für die Taxozönosen der Totholzexponate sind ein Nachweis darüber, dass die in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Stahlkästen zuverlässig äquivalent besiedelt werden. Die Artenlisten zeigten, dass Taxa mit Holzpräferenz in den Exponaten gefunden wurden. Der Vergleich mit den Proben, die nach der ‚Multihabitat Sampling Methode‘ genommen wurden, bewies, dass insbesondere Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen vom Einbringen der Ersatzstruktur profitieren. Als Maßstab für eine mögliche „Aufwertung“ wurde das Bewertungsverfahren nach AQEM gewählt. Die Bewertungsklasse nach AQEM änderte sich für die

beprobten Gewässerabschnitte nach Einrechnen der Totholzfauna nicht. Dafür kann es die folgenden zwei Gründe geben:

- Die Anzahl der Exponate und Vergleichsproben war zu gering. Die Versuche müssten standardisiert und wiederholt werden.
- Die Annahme, dass es sich bei der Menge des exponierten Holzes um 5 % gemäß der Habitatabschätzung nach AQEM handelt, ist falsch. Bei einem beprobten Gewässerabschnitt von 50 m Länge bei etwa 5 m Gewässerbreite – wie es das AQEM Handbuch für Gewässer des Typs 5 vorgibt – würden 5 % eine Fläche von 12,5 m<sup>2</sup> einnehmen. Somit wäre der Anteil des exponierten Holzes verschwindend gering. Fraglich ist jedoch, ob diese Totholz mengen jemals in naturnahen Gewässern erreicht werden. Möglicherweise birgt die Methode der Abschätzung eine große Fehlerquelle. Es müsste ein Modell entwickelt werden, dass die Größe der Expositionskästen berechnet, die nötig ist, um eine Zönose von der Bewertungsklasse ‚moderate‘ in die Bewertungsklasse ‚good‘ bringt.

Abb. 7.13 zeigt einen computererstellten Gewässerabschnitt und die Aufteilung der 20 Teilproben von AQEM. Denkbar ist für urbane Gewässerabschnitte eine Platzierung von Totholzexponaten in regelmäßigen Abständen. Die Rolle von Totholzexponaten in urbanen Gewässern des Typs 5 (Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) definiert sich darin, dass das zusätzlich eingebrachte Material

- als Falle für Blattlaub und POM dient und in Kombination mit diesem eine Nahrungsquelle für Zerkleinerer und Detritusfresser.
- zu einer Verbesserung der Habitatvielfalt und zu einem zusätzlichen Angebot an lenitischen Bereichen führt.
- als zusätzliches Hartsubstrat zur Besiedlung dient.

Die Nischenvielfalt, die Totholz in **terrestrischen** Lebensräumen zu bieten hat, wird in einer Arbeit von GEISER (1994) verdeutlicht, der 52 Mikrohabitate für Totholz angibt. Für aquatische Invertebraten kann die Bedeutung von Holzverklausungen für die Bildung lenitischer Bereiche nicht hoch genug eingeschätzt werden (GURNELL et al. 1995). Die Kartierungen für die vorliegende Arbeit zeigten, dass das sonst für Mittelgebirgsgewässer charakteristische Verhältnis von Riffelstrecken zu Pools/Stillwasserbereichen

(LANDESUMWELTAMT 1999A, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) deutlich zugunsten schnell strömender Bereiche verändert ist.

Totholz liefert insbesondere in Gewässern mit instabilen Sohlsubstraten ein zusätzliches Hartsubstrat zur Besiedlung (BENKE et al. 1985, GURNELL et al. 1995). In Bächen mit sandigen Substraten sind 60 % der Invertebraten-Biomasse und 16 % der Sekundärproduktion mit Totholz assoziiert BENKE et al. (1985). WITZEL (1999) und AHLHELM (1999) nehmen für ihre Untersuchungen an einem münsterländer Lößlehm bach an, dass das im tonig-lehmigen Bachbett fehlende Interstitial durch Falllaub und Totholzverklausungen ersetzt wird und als Besiedlungssubstrat dient.

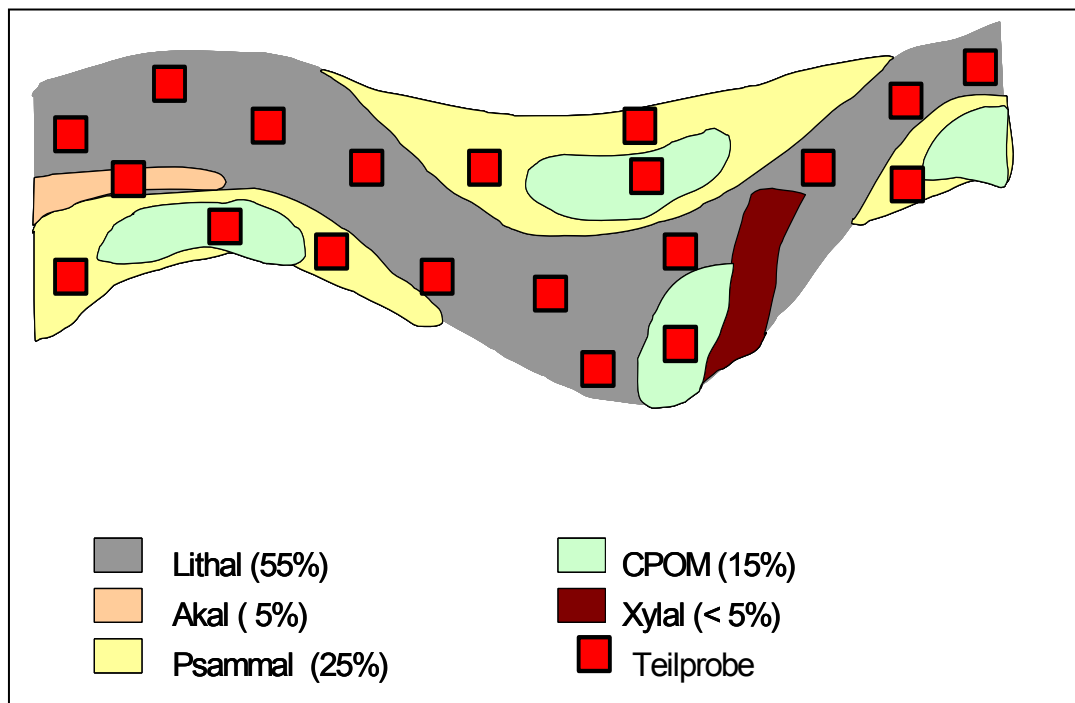


Abb. 7.13: Darstellung der Teilproben im Gewässerbett (AQEM CONSORTIUM 2002).

Tab. 7.10: Artenliste der Totholzexpositionen 2003 bis 2004 und Angaben zu nachgewiesener Totholzaffinität (\*) nach HOFFMANN &amp; HERING (2000).

		Totholzexposition Herbst 2003	Totholzexposition Frühjahr 2004	Totholzexposition F/So 2003	Drift F/So 2003	Totholzassoziation nach Hoffmann & Hering (2000)
<b>Turbellaria</b>	Tricladida non det.	+				
<b>Gastropoda</b>	Galba truncatula (O.F. MÜLLER)				+	
	Radix balthica (LINNAEUS)	+	+	+		
	Gyraulus albus (O.F. MÜLLER)	+		+		
	Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER	+	+	+		
<b>Bivalvia</b>	Pisidium spec.	+	+	+	+	
<b>Oligochaeta</b>	Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)				+	
	Lumbricidae non det.				+	
	Oligochaeta non det.	+	+		+	
<b>Hirudinea</b>	Glossiphonia complanata (LINNAEUS)		+		+	
	Erpobdella spec.			+		
<b>Crustacea</b>	Proasellus coxalis (DOLLFUS)				+	
	Gammarus fossarum KOCH	+	+	+	+	*
	Gammarus pulex (LINNAEUS)	+	+	+	+	*
<b>Ephemeroptera</b>	Siphonurus spec.			+		
	Baetis rhodani PICTET	+	+	+	+	
	Centroptilum luteolum (MÜLLER)		+	+		
	Ecdyonurus submontanus LANDA	+	+			
	Ecdyonurus torrentis KIMMINS			+		
	Ecdyonurus venosus Gr.	+	+		+	
	Epeorus assimilis EATON	+	+		+	
	Rhithrogena semicolorata Gr.	+	+	+	+	
	Heptageniidae non det.	+	+			
	Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	+	+	+		
	Habrophlebia lauta EATON			+		
	Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	+	+		+	*
	Leptophlebiidae non det.	+	+		+	
	Ephemerella danica MÜLLER	+			+	
	Ephemerella mucronata (BENGTSSON)				+	
	Serratella ignita (PODA)	+				*
<b>Plecoptera</b>	Diura bicaudata (LINNAEUS)				+	
	Isoperla spec.	+	+	+	+	
	Dinocras spec.			+		
	Perla marginata (PANZER)	+	+			
	Siphonoperla spec.	+	+		+	
	Brachyptera risi (MORTON)		+	+		
	Amphinemura spec.	+	+	+	+	
	Protonemura spec.	+	+	+	+	
	Nemoura spec.	+	+	+		* Nemoura cinerea
	Nemurella pictetii KLAPÁLEK				+	
	Leuctra nigra (OLIVIER)	+				
	Leuctra spec.	+	+	+	+	* Leuctra fusca

Fortsetzung Tab. 7.10: Artenliste der Totholzexpositionen 2003 bis 2004 und Angaben zu nachgewiesener Totholzaffinität (\*) nach HOFFMANN & HERING (2000).

		Totholzexposition Herbst 2003	Totholzexposition Frühjahr 2004	Totholzexposition F/So 2003	Drift F/So 2003	Totholzassoziation nach Hoffmann & Hering (2000)
<b>Megaloptera</b>	<i>Sialis lutaria</i> (LINNAEUS)			+	+	
<b>Coleoptera</b>	<i>Orectochilus villosus</i> (MÜLLER) Lv.			+	+	*
	<i>Oreodytes sanmarki</i> (SAHLBERG) Ad.				+	
	<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Ad.			+		
	<i>Agabus</i> spec. Lv.			+		
	<i>Helophorus</i> spec. Ad.				+	
	<i>Anacaena globulus</i> (PAYKULL) Ad..				+	
	<i>Laccobius</i> spec. Lv.				+	
	<i>Hydraena belgica</i> D'ORCHYMONT Ad.				+	
	<i>Hydraena gracilis</i> GERMAR Ad.	+				
	<i>Hydraena</i> spec. Ad.	+			+	
	<i>Elmis maugetii/aenea</i> Ad.		+	+	+	
	<i>Elmis</i> spec. Lv.	+		+		
	<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Lv.	+		+		
	<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Ad.	+			+	
	<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	+	+		+	
	<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.				+	
	<i>Limnius perrisi</i> (DUFOUR) Ad.				+	
	<i>Limnius volckmari</i> (PANZER) Ad.	+			+	
	<i>Limnius</i> spec. Lv.		+	+	+	
<b>Trichoptera</b>	<i>Rhyacophila fasciata</i> HAGEN			+		
	<i>Rhyacophila nubila</i> (ZETTERSTEDT)	+	+	+	+	
	<i>Rhyacophila</i> s.str.	+		+	+	
	<i>Rhyacophila tristis</i> PICTET				+	*
	<i>Rhyacophila</i> spec.	+	+	+	+	
	<i>Glossosoma boltoni</i> CURTIS			+	+	
	<i>Glossosoma conformis</i> NEBOISS			+	+	
	<i>Glossosoma</i> spec.				+	
	<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS)	+		+		
	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS)		+			*
	<i>Hydropsyche sitalai</i> DÖHLER	+	+	+	+	*
	<i>Hydropsyche</i> spec.		+	+		
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (PICTET)	+	+	+	+	
	<i>Brachycentrus</i> sp.				+	* B. subnubilus
	<i>Micrasema longulum</i> McLACHLAN				+	
	<i>Micrasema minimum</i> McLACHLAN			+	+	
	<i>Drusus annulatus</i> (STEPHENS)			+		
	<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (STEIN)			+	+	
	<i>Anabolia nervosa</i> (CURTIS)				+	*
	<i>Potamophylax cin./lat./luc.</i> Gr.			+	+	*
	<i>Halesus radiatus</i> (CURTIS)			+	+	*
	<i>Halesus tessellatus / digitatus</i>		+			*

Fortsetzung Tab. 7.10: Artenliste der Totholzexpositionen 2003 bis 2004 und Angaben zu nachgewiesener Totholzaffinität (\*) nach HOFFMANN & HERING (2000).

		Totholzexposition Herbst 2003	Totholzexposition Frühjahr 2004	Totholzexposition F/So 2003	Drift F/So 2003	Totholzassoziation nach Hoffmann & Hering (2000)
<b>Trichoptera</b>	Chaetopteryx villosa (FABRICIUS)		+			*
	Annitella obscurata (McLACHLAN)		+			
	Limnephilidae non det.	+	+	+	+	
	Goera pilosa (FABRICIUS)				+	
	Silo pallipes (FABRICIUS)	+			+	
	Silo piceus (BRAUER)	+				
	Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)		+	+	+	*
	Lasiocephala basalis (KOLENATI)				+	*
	Athripsodes bilineatus (LINNAEUS)				+	
	Mystacides azurea (LINNAEUS)				+	
	Sericostoma flavicorne / personatum	+	+	+	+	*
<b>Diptera</b>	Tanypodinae non det.	+	+	+	+	
	Prodiamesa spec.			+		
	Orthocladiinae non det.	+	+	+	+	
	Chironominae non det.			+		
	Tanytarsini non det.	+	+	+	+	
	Chironomini non det.	+	+	+	+	
	Chironomidae non det.	+	+	+		
	Simulium spec.	+	+	+	+	
	Ceratopogonidae non det.		+		+	
	Psychodidae non det.	+	+	+		
	Tipula spec.	+		+	+	*
	Scleroprocta spec.	+				
	Dicranota spec.	+	+	+	+	
	Atherix ibis (FABRICIUS)				+	*
	Empididae non det.	+	+	+	+	
	Muscidae non det.				+	
	Brachycera non det.			+		

## 8 Schlussdiskussion

*„Because of their dynamic nature, rivers and streams are perhaps the most complex manifestation of terrestrial geography with which ecologists are faced when attempting to understand the relationships of living things to their inorganic environment.“* CROSSKEY 1990

In dieser Arbeit wurden die Taxozönosen von morphologisch veränderten, ‚urbanen‘ Gewässerabschnitten zweier Fließgewässertypen in Nordrhein-Westfalen hinsichtlich ihrer Schädigung untersucht. Die grundlegende Frage bei der Analyse von anthropogen überformten Gewässern ist, ob die Auswirkungen der umliegenden Nutzungen die ‚top-down‘ zugewiesenen Gewässertypen überprägen. Es stellte sich für die untersuchten Gewässerabschnitte im Ruhreinzugsgebiet heraus, dass die Verteilung der Makroinvertebraten trotz urbaner Schädigungen in erster Linie auf übergeordnete Parameter wie Geologie, Abflussverhalten/Gewässergröße und Höhenlage zurückzuführen ist. Die vorliegende Arbeit bestätigt die Annahme eines ‚large scale landscape filters‘ (POFF 1997), ebenso wie AHN (1997) diese Zusammenhänge bereits für naturnahe Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen nachweisen konnte. Einzugsgebiet, Gewässerabschnitt und lokale Habitatverfügbarkeit bestimmen Teilaspekte der Ausbildung einer Lebensgemeinschaft und werden seit einigen Jahren verstärkt zur Vorhersage von Taxozönosen herangezogen (ALLEN et al. 1997, TOWNSEND et al. 1997, DAVIES et al. 2000, LI et al. 2001, TOWNSEND et al. 2004).

Die Ökoregion (ILLIES 1978) und die Fließgewässerlandschaften (BRIEM 2003) prägen folglich den abiotischen Charakter eines Fließgewässers und kombiniert mit der ökologischen Valenz einer Fließgewässerart entscheiden diese Parameter darüber, ob ein Taxon in einem Gewässer vorkommen kann. Die Habitatqualität an einer Probestelle vor Ort (‚local scale‘) jedoch steuert entscheidend die Besiedlungsdichte dieser Taxa (DEATH 1995).

Im Rahmen dieser Arbeit zeigte sich, dass in ‚urbanen‘ Gewässern

- das Auftreten von Taxa zu rund 60 % von Fließgewässertyp bzw. Höhenlage abhängt.
- Für rund 40 % der Taxozönose erfolgt eine Steuerung der Abundanz durch die Verteilung der Mikrohabitate lokal an einer Probestelle: Das

Fehlen geeigneter Habitate führt zu einem Rückgang der Individuendichten sensibler Taxa, insbesondere der Trichoptera.

Ökologische Fließgewässerforschung und anwendungsorientierte, auf Reduzierung der Kosten bedachte Renaturierungsplanung verfolgen ein gemeinsames Ziel: Die Erhaltung und Pflege von Fließgewässern als Lebensraum für Fische und Makroinvertebraten (SCHUHMACHER et al. 1989, DVWK 1996, HERING & REICH 1997, EU COMMISSION 2000). Jüngste Entwicklungen favorisieren eine europaweit einheitliche Bewertung, der eine ‚top-down‘-Fließgewässertypologie zu Grunde liegt. Fließgewässerspezifische ‚Indikator-taxa‘ dienen zur Validierung des Systems (EU COMMISSION 2000, AQEM CONSORTIUM 2002, LORENZ 2004).

Simuliidae bestätigen nach dem ‚bottom-up‘-Verfahren die ‚top-down‘-Typologie für die Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen (LANDESUMWELTAMT 2002B, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004), speziell der Typen 5 und 9 im Ruhreinzugsgebiet.

Tabelle 8.1 stellt zusammenfassend die Eignung der Simuliidae-Zönose für Fragen zur Fließgewässertypologie und –bewertung für die Typen 5 und 9 dar.

Tab. 8.1: Eignung der Kriebelmücken-zönose zur Fließgewässertypologie und -bewertung. ++ sehr gut; + gut; o indifferent.

Aspekt	Kriterium	Eignung
Typologie	Fließgewässertyp im Mittelgebirgsraum	+
	Abflussverhalten/Fließgewässergröße	+
	Höhenlage	++
Bewertung	Längszonierung/Potamalisierung	+
	Qualität der Substrate/Sohlbeschaffenheit	o
	Qualität/Anzahl der Habitate (u. a. Totholzanteil)	o / +
	Qualität der Uferstrukturen (Bewuchs vorhanden/nicht vorhanden)	++
	Qualität des Einzugsgebiets (Anteil an Wald/Naturnähe)	+

Einige Arten der Simuliidae (z. B. *S. ornatum*, *S. argyreatum*, *P. hirtipes*, *P. tomosvaryi*) werden zur Bildung der Bewertungsklasse für den ‚German Fauna Index‘ für die Gewässertypen 5 und 9 innerhalb des AQEM-Bewertungsprogramms berücksichtigt (AQEM CONSORTIUM 2002).

Im Rahmen dieser Untersuchung sind Erweiterungsmöglichkeiten der Indikatorfunktion dieser Taxa für die untersuchten Gewässertypen aufgezeigt worden. Für die Beprobung wurde eine Empfehlung zur Optimierung der Auf-



sammlungsmethode ausgesprochen, deren Umsetzung bereits erfolgte (SUNDERMANN, mündliche Mitteilung).

Nach DVWK-MATERIALIEN (1996) unterliegen urbane Fließgewässer besonderen Ansprüchen:

- als Bestandteil des Naturhaushaltes in Gestalt von Abflussregime, Sedimenttransport, und Inhaltsstoffen, und als Linienbiotop sowie Lebensstätte für die pflanzlichen und tierischen Biozönosen mit eigenen Ansprüchen und Überlebensbedingungen,
- als Bestandteil des urbanen Gebietes mit seiner Geschichte, als Ausgangspunkt von Wohlfahrtwirkungen (Klima, Erholung, Belebung des Stadtbildes u.s.w.), bevorzugtes Wohnviertel, Standort unverwechselbarer künstlerischer Gestaltungen, Ort menschlicher Begegnung, günstiger Standortfaktor, ebenso als ein Ort, der in seiner Hochwassergefährdung den Menschen unserer Zeit wieder zu fast vergessenen Naturerscheinungen führt.

Die vorliegende Arbeit konnte zeigen, dass urbane Gewässer als Lebensstätte für Invertebraten Eignung finden, mehr noch, dass der Grad der Verarmung nicht so hoch ist, wie oft beklagt wird. In > 50 % der urbanen Gewässerabschnitte bildet sich eine Restzönose aus, die sich durch einen überwiegenden Anteil an Ubiquisten auszeichnet. Diese Gemeinschaft ist nicht als eine typisch ‚urbane‘ Lebensgemeinschaft zu betrachten, sondern setzt sich aus toleranten, anpassungsfähigen Taxa zusammen und bildet die ‚Basiszönose‘ von Mittelgebirgsbächen: *Baetis rhodani*, *Leuctra spec.*, *Limnius volckmari*, *Hydropsyche siltalai*, *Lepidostoma hirtum*, sowie die Familie der Chironomidae. Eben diese Taxa wurden von CLENAGHAN et al. (1998) als Zönose von degradierten Bächen in landwirtschaftlich genutzten Flächen in Südirland beschrieben.

In < 50 % der urbanen Gewässerabschnitte siedeln auch anspruchsvolle Arten des Makrozoobenthos, die zu einer Auftrennung in die Fließgewässertypen führen. Auf Basis dieser Erkenntnis lag es nahe, an eine Aufwertung der Zönose durch das Einbringen von Ersatzstrukturen zu denken. Totholz bestätigte sich hinsichtlich der Makroinvertebraten-Zönose als wichtigster steu-

ender Umweltfaktor. Bereits AHN (1997) stellte fest: Für das Verteilungsbild der Gewässer Nordrhein-Westfalens und der darin vorkommenden Fließgewässer-Organismen ist der Parameter Totholz („Xylal“) hauptverantwortlich. „Urbane“ Mittelgebirgsgewässer zeichnen sich durch eine Verarmung an Ufergehölzen und damit strukturbildenden Totholzes im Gewässerbett aus. Durch gezieltes Einbringen von Totholz in Gewässer (KAIL 2002, WONDZELL & BISSON 2003) sollen Defizite kompensiert werden.

Die durchgeführten Experimente zeigten, dass es in den Totholzexponaten sogar zur Ansiedlung von Taxa kommt, die ohne die Ersatzstruktur nicht gefunden wurden (z. B. *Brillia spec.*).

Im naturnahen Wasserbau wird Holz bereits vielseitig eingesetzt: Es findet Verwendung als Rohbaum für Ufersicherungen, für Holzkastebuhnen oder in Form von eingegrabenen Wurzelstöcken als Buhnenersatz (PATT et al. 1998). Eine Kombination von ingenieurtechnischem Wissen mit den Ergebnissen dieser Untersuchung könnte zu Ersatzstrukturen in urbanen Gewässern führen, die von der Zönose als Habitat angenommen werden und dabei trotzdem den Zweck als Ufersicherung o. ä. erfüllen.

Biologische Ersatzstrukturen sollten in unterschiedlichen, funktional ähnlichen Lebensräumen gleich besiedelt werden (BASTIAN & SCHREIBER 2000). Die vorliegende Arbeit konnte dies bereits für eine kleine Zahl an Totholzexponaten in verschiedenen Bächen nachweisen. Bereits DOWNES et al. (2000) gingen der Frage nach, ob sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft in künstlichen Substraten für unterschiedliche Fließgewässer vorhersagen bzw. auf unbekannte Probestellen übertragen lässt. Die Autoren konnten mit ihren Ergebnissen zum einen zeigen, dass anthropogen eingebrachte Substrate in verschiedenen Flüssen in Victoria, Australien, gleich besiedelt werden, und sie konnten die Aussagen des „River Continuum Concept“ (VANNOTE et al. 1980) stützen: Die Taxozönose an Probestellen in verschiedenen Flüssen im gleichen Abschnitt des Fließkontinuums ähneln sich mehr als die Lebensgemeinschaften eines einzelnen Flusses in unterschiedlichen Abschnitten des Fließkontinuums (DOWNES et al. 2000).

Ersatzbiotope finden in terrestrischen Lebensräumen bereits Verwendung durch landschaftspflegerische Eingriffe (BASTIAN & SCHREIBER 2000): Hecken werden in der Kulturlandschaft als „Ersatz“ für waldähnliche Biotope angese-

hen und auch von Tieren mit Ansprüchen an eine waldähnliche Umwelt besiedelt (WITTIG et al. 1993).

In marinen Ökosystemen dienen Schiffswracks und Stahlgerüste der Ansiedlung von Korallen und somit als ‚Ersatzstrukturen‘ für Korallenriffe. Auf diese Weise können natürliche Riffe geschont werden ohne dabei den auf Tauchtourismus angewiesenen Ländern die Haupteinnahmequelle zu nehmen (VAN TREECK & SCHUHMACHER 1999).

Diese Beispiele der Verknüpfung anthropogener Aktivitäten mit dem Artenschutz weisen auf einen zweiten Anspruch an urbane Gewässer hin: Die Aue und das Gewässer als Raum, in dem der Mensch Feldfrüchte anbaut, Siedlungen errichtet oder Sport treibt. In der Regel ist es Aufgabe des Landschaftsplaners, die Ergebnisse von fließgewässerökologischen Gutachten mit denen von Sozioökonomen zu verknüpfen und ein geeignetes Bewertungsverfahren zu finden, um einen Konsens zwischen Naturnähe und Nutzungsansprüchen durch den Menschen zu finden (BASTIAN & SCHREIBER 2000). Dennoch sollten sich auch Fließgewässerökologen verdeutlichen, dass in Gewässern in Ballungsräumen eine Restzönose, die durch Ersatzstrukturen aufwertbar ist, als „Trittsteinbiotop“ zur Erhaltung des Fließkontinuums ausreicht. Im Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Ökologische Qualität in Ballungsräumen – Methoden zur Analyse und Bewertung, Strategien zur Verbesserung“ des MURL (1998) heißt es:

*„Die traditionellen Naturschutzziele und Bewertungskriterien, die im außerstädtischen Bereich angewandt werden, z. B. Naturnähe, Seltenheit und Artenvielfalt, lassen sich zur Bewertung innerstädtischer Biotope kaum heranziehen. [...] Stattdessen sind Stadtbiotopkartierungen mit der Zielsetzung durchzuführen, die Arten- und Strukturvielfalt von urbanen ‚Ersatzbiotopen‘ zu steigern und untereinander zu vernetzen.“*

In der Vegetationskunde, bei den terrestrischen Entomologen und in der Ornithologie werden Vergesellschaftungen von Pflanzen und Tieren in urbanen Lebensräumen bereits als eigenständige Zönosen beschrieben (z. B. ‚Artemisietea‘, ruderale Hochstaudenfluren in Ballungsräumen oder ‚Anthropozönosen‘ bei Insekten und Vögeln) und erforscht (WITTIG 1993, KLAUSNITZER

1993). Die vorliegende Arbeit liefert einen Anstoß dazu, die in den urbanen Gewässerabschnitten gefundene Makrozoobenthos-Gemeinschaft als ‚**Urbanozönose**‘ zu behandeln.

## 9 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit vergleicht die Makrozoobenthoszönose von Gewässern des Mittelgebirgsraumes von Nordrhein-Westfalen in ausgewählten morphologisch beeinträchtigten Abschnitten mit der in naturnahen Gewässern. Im Mittelpunkt stehen dabei Fragen zur Ausprägung einer der Schädigung angepassten Zönose und den sie bestimmenden Ursachen. Im Kontext von Kosten-Nutzen-Orientierter Fließgewässerbewertung und -renaturierung wird untersucht, ob einzelne Taxa als Indikatorarten für Schädigungen ausreichen und ob durch gezieltes Einbringen von Ersatzstrukturen einer Verarmung der Zönose entgegengewirkt werden kann.

- In den Jahren 2002 bis 2004 wurden drei Mal mittels ‚Multihabitat Sampling Methode‘ 21 urbane Gewässer des Ruhreinzugsgebiets, sowie acht Gewässer im Einzugsgebiet der Mulde beprobt.
- Es erfolgte eine ausführliche Erfassung der Faktoren, die geeignet schienen, Hinweise auf den Grad der ‚Urbanisierung‘ eines Gewässers zu geben (AQEM-,siteprotocol‘, Anhang A5), und eine Überprüfung auf Eignung als Indikatoren für ‚Urbanisierungseffekte‘.
- Trotz Einschränkungen innerhalb der Taxozönose differieren die untersuchten urbanen Gewässerabschnitte nach Höhenlage und Fließgewässertyp. Die Unterscheidung kann anhand von Indikatortaxa belegt werden.
- Durch Stetigkeiten-Analysen konnte eine ‚Restzönose‘ für urbane Gewässer der Typen 5 und 9 postuliert werden, bestehend aus *Baetis rhodani*, *Leuctra spec.*, *Limnius volckmari*, *Hydropsyche siltalai*, *Lepidostoma hirtum*, sowie der Familie der Chironomidae.
- Gegenüber den Referenzgewässern zeichnen sich urbane Gewässerabschnitte insbesondere durch eine Verarmung an empfindlichen Taxa aus: z. B. Waldbacharten wie die Trichoptere *Halesus radiatus*.
- Habitatparameter, Daten der Strukturkartierung und Nutzungsanteile im Einzugsgebiet konnten herangezogen werden, um die Bedeutung von strukturbildenden Elementen wie Totholz oder Erlenbewuchs an den Ufern für das Gewässer zu verdeutlichen. Der Anteil an Wald im Einzugsgebiet wirkt sich lokal auf die Taxozönose aus.

- Die als Indikator gewählte Familie der Simuliidae wurde im Jahr 2003 an neun ausgewählten Gewässerabschnitten im Ruhreinzugsgebiet mittels Handaufsammlung monatlich beprobt.
- Insbesondere *Prosimulium hirtipes*, *S. argyreatum* und *S. ornatum* bestätigen die ‚top-down‘-Fließgewässertypologie und eignen sich als Indikator für Aspekte der Gewässermorphologie, wie z. B. die Naturnähe von Uferstrukturen. Für eine Beurteilung der Auswirkungen von morphologischen Schädigungen auf die Simuliidae-Zönose ist a) eine Auftrennung der Simuliidae in einzelne Arten unerlässlich und b) die Kenntnis über eine gewässertypspezifische Verbreitung der Arten erforderlich.
- Die vorliegende Untersuchung konnte die für den ‚German Fauna Index‘ (AQEM CONSORTIUM 2002) verwendeten Taxa der Simuliidae validieren und lieferte einen Anstoß zur Erweiterung der Aufsammlungsmethoden, damit Simuliidae als Indikator stärker berücksichtigt werden können.
- In den Jahren 2003 bis 2004 wurden insgesamt 14 Totholzexponate für vier bis zehn Wochen in Gewässer des Mittelgebirges eingebracht. Die Auswertung wies eine erhöhte Abundanz von totholzassoziierten und xylophagen Taxa in den Exponaten nach. Einzelne totholzspezialisierte Taxa wie z. B. *Brillia spec.*, wurden exklusiv in den exponierten Holzpaketen gefunden.
- Bei einer Bewertung der Taxozönosen der Totholzexponate mit dem ‚AQEM-Assessment-System‘ kommt es nicht zu einer Veränderung der ökologischen Bewertungsklasse für den urbanen Gewässerabschnitt, jedoch zu leichten Änderungen einzelner ‚Metrics‘. Es wird diskutiert, in wie fern Totholzexponate zu einer Aufwertung des Lebensraums Fließgewässer beitragen können und ob eine Aufwertung in urbanen Räumen mit Rücksicht auf andere Nutzungs- und Bewertungsaspekte notwendig ist.

## 10 Literatur

- ADLER, P. H., LIGHT, R.W., KIM, K.C. (1983). The aquatic drift patterns of black flies (Diptera: Simuliidae). *Hydrobiologia* 107. Seite 183-191.
- AHLHELM, U. (1999). Besiedlung von aquatischem und terrestrischem Totholz an einem periodisch trockenfallenden Löß-Lehmbach (Frölicher Bach, Münsterland). Hausarbeit für das erste Staatsexamen, vorgelegt in der Abteilung Hydrobiologie der Universität Essen (unveröff.). Seite 1-105.
- AHN, B. (2002). Makroinvertebraten im Spiegel der zeitlich-räumlichen Heterogenität von Fließgewässern Nordrhein-Westfalens. Dissertation in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Essen. Seite 1-284.
- ALLAN, D. J., ERICKSON, D. L., FAY, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwat. Biol.* 37. Seite 149-161.
- ANDERSON N. H., SEDELL L. J., ROBERTS, L. M., TRISKA, F. J. (1978). The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *American Midland Naturalist* 100 (1). Seite 64-82.
- ANDERSON, N. H. (1982). A survey of aquatic insects associated with wood debris in new zealand streams. *Mauri Ora* 10. Seite 21-33.
- ANDERSON, N. H. (1989). Xylophagous Chironomidae from Oregon streams. *Aquatic Insects* 11(1). Seite 33-45.
- AQEM CONSORTIUM (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. EVK1-CT1999-00027, Version 1.0. Available via the Internet from [www.aqem.de](http://www.aqem.de).
- ARSCOTT, D., R., TOCKNER, K., WARD, J. V. (2000). Aquatic habitat diversity along the corridor of an Alpine floodplain river (Fiume Tagliamento, Italy). *Arch. Hydrobiol.* 149(4). Seite 679-704.
- ARSCOTT, D. B., GLATTHAAR, R., TOCKNER, K., WARD, J. V. (2002). Larval black fly (Diptera, Simuliidae) distribution and diversity along a floodplain river in the alps (Tagliamento River, Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28. Seite 524-531.
- BAER, S. G., SILER, E. R., EGGERT, S. L., WALLACE, J. B. (2001). Colonization and production of macroinvertebrates on artificial substrata: upstream-

- downstream responses to a leaf litter exclusion manipulation. *Freshwat. Biol.* 46. Seite 347-365.
- BANNING, M. (1990). Der Rheo-Index - eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flusssstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. DGL Jahrestagung 1. Seite 186-190.
- BASS, J. A. B., BROCKHOUSE, S. (1990). A new british species of the *Simulium* vernum group, with comments on its ecology and life history (Diptera, Simuliidae). *Aquatic Insects* 12 (2). Seite 65-84.
- BASTIAN, O., SCHREIBER K.-F. (2000). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum Verlag. Seite 1-512.
- BENKE, A. C., VAN ARSDALL T. C. JR., GILLESPIE, D. M., PARRISH, F. K. (1985). Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: The importance of habitat and life history. *Ecol. Monogr.* 54 (1). Seite 25-63.
- BENKE, A. C., WALLACE, J. B. (2003). Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. in: Gregory, Boyer & Gurnell (eds.): The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society. Oregon. Seite 149-178.
- BISHOP, J. E., HYNES, H.B.N. (1969). Downstream Drift of the Invertebrate Fauna in a Stream Ecosystem. *Arch. Hydrobiol.* 66(1). Seite 56-90.
- BÖCKELS, B., ZAPARTY, M. (2000). Untersuchungen zur Falllaubzersetzung von standorttypischen und stadtplanerisch relevanten Laubgehölzen in Fließgewässern. Projektarbeit in der Abteilung Hydrobiologie der Universität Essen (unveröff.). Seite 1-65.
- BOOTH, D. B., JACKSON, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems - Degradation thresholds, stormwater detention and the limits of mitigation. *Journal of American Water Resources Association* 22(5). Seite 1-20.
- BÖTTGER, K., HOLM, U. MIKOWSKI, K. (1987). Vergleichende Emergenzstudien an einem naturnahen und einem naturfernen Abschnitt des Fließgewässersystems der Fuhlenau in Schleswig-Holstein. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 72(3). Seite 339-368.
- BRAUKMANN, U (1998). Hydrochemie und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz B.-W. Karlsruhe. Seite 1-499.



- BRIEM, E. (2003). Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV/DVWK Arbeitsbericht. Seite 1-176+Steckbriefe+Anhang+Karten.
- BRITTAIN, J. E., EIKELAND, T. J. (1988). Invertebrate drift – a review. *Hydrobiologia* 166. Seite 77-93.
- CARTER, J. L., FEND, S. V., KENNELLY, S. S. (1996). The relationships among three habitat scales and stream benthic invertebrate community structure. *Freshwat. Biol.* 35. Seite 109-124.
- CHESSMAN, B. C., WILLIAMS, S.A. (1999). Biodiversity and conservation of river macroinvertebrates on an expanding urban fringe: western Sydney, New South Wales, Australia. *Pacific Conservation Biology* 5. Seite 36-55.
- CIBOROWSKI, J. J. H., CRAIG, D. A. (1989). Factors influencing dispersion of larval black flies (Diptera: Simuliidae): Effects of current velocity and food concentration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46. Seite 1329-1341.
- CLENAGHAN, C., GILLER, P. S., O'HALLORAN, J., HERNAN, R. (1998). Stream macroinvertebrate communities in a conifer-afforested catchment in Ireland: relationships to physico-chemical and biotic factors. *Freshwat. Biol.* 40. Seite 175-193.
- CROSSKEY, R. W. (1990). The natural history of blackflies. John Wiley & Sons, New York. Seite 1-711.
- CROSSKEY, R. W., CROSSKEY, M. (2002). A breeding site survey of Simuliidae (blackflies) in South East England. Part 1: Sampling sites and species distribution records. *Dipterists Digest* 9. Seite 25-60.
- CROSSKEY, R. W. (2002). Second update to the taxonomic and geographical inventory of world blackflies (Diptera: Simuliidae). The Natural History Museum, London. Seite 1-14.
- DAHL, J., GREENBERG, L. (1996). Effects of habitat structure on habitat use by *Gammarus pulex* in artificial streams. *Freshwat. Biol.* 36. Seite 487-495.
- DANGLES, O., GUEROLD, F., USSEGLIO-POLATERA, P. (2001). The role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. *Freshwat. Biol.* 46. Seite 575-586.

- DARSCHNIK, S., SCHUHMACHER, H. (1987). Störungen des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. Arch. Hydrobiol. 110, Seite 409-439.
- DAVIES, L., SMITH, C. D. (1958). The distribution and growth of *Prosimulium* larvae (Diptera, Simuliidae) in hill streams in northern England. J. Animal. Ecol. 27. Seite 335-348.
- DAVIES, N. M., NORRIS, R. H., THOMS, M. C. (2000). Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. Freshwat. Biol. 45. Seite 343-369.
- DEATH, R. G. (1995). Spatial patterns in benthic invertebrate community structure: products of habitat stability or are they habitat specific? Freshwat. Biol. 33. Seite 455-467.
- DITTMAR, H. (1955). Ein Sauerlandbach - Untersuchungen an einem Wiesen-Mittelgebirgsbach. Arch. Hydrobiol. 50(3). Seite 304-550.
- DONAHUE, W. F., SCHINDLER, D. W. (1998). Diel emigration and colonization responses of blackfly larvae (Diptera, Simuliidae) to ultraviolet radiation. Freshwat. Biol. 40. Seite 357-365.
- DOWNES, B. J., HINDELL, J. S., BOND, N. R. (2000). What's in a site? Variation in lotic macroinvertebrate density and diversity in a spatially replicated experiment. Australian Journal of Ecology 25. Seite 128-139.
- DOYLE, M. W., HARBOR, M. H., RICH, C. F., SPACIE, A. (2000). Examining the effects of urbanization on streams using indicators of geomorphic stability. Physical Geography 21(2). Seite 155-181.
- DUDLEY, T. L., ANDERSON N. H. (1987). The biology and life cycles of *Lipsothrix* spp. (Diptera: Tipulidae) inhabiting wood in Western Oregon streams. Freshwat. Biol. 17. Seite 437-451.
- DVWK MATERIALIEN (1996). Urbane Fließgewässer. DVWK-Fachausschuss Unterhaltung und Ausbau von Gewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK). Seite 1-250.
- EU COMMISSION, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, Brussels. Seite 1-72.

- EHLERT, T., TIMM, T., SCHUHMACHER, H. (1999). Spatial and temporal flight behaviour of *Athripsodes bilineatus* (Linné 1758) at a mountain brook (Trichoptera, Leptoceridae). Proc. of the 9th Int. Symp. on Trichoptera. Seite 93-98.
- EHLERT, T. (2000). Habitatbindung adulter Köcherfliegen während der Reproduktionsphase (Trichoptera, Rhyacophilidae, Leptoceridae). Verh. Westd. Entom. Tag. Seite 187-194.
- ELLIOTT, A. G., HUBERT, W. A., ANDERSON S. H. (1996). Habitat associations and effects of Urbanization on macroinvertebrates of a Small, High-Plains Stream. Journal of Freshwater Ecology 12(1). Seite 61-73.
- ELLIOTT, J. M. (2002A). The drift distances and time spent in the drift by freshwater shrimps, *Gammarus pulex*, in a small stony stream, and their implications for the interpretation of downstream dispersal. Freshwat. Biol. 47. Seite 1403-1417.
- ELLIOTT, J. M. (2002B). Time spent in the drift by down stream-dispersing invertebrates in a Lake District stream. Freshwat. Biol. 47. Seite 97-106.
- ENGELHARDT, W. (1983). Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Eine Einführung in die Lehre vom Binnengewässer. Kosmos Naturführer. Seite 1-257.
- ERNST, M. R., STEWART, K. E. (1986). Microdistribution of eight stonefly species (Plecoptera) in relation to organic matter in an Ozark Foothills stream. Aquatic Insects 8. Seite 237-254.
- FELD, C. (1998). Die Rolle des Totholzes für die Besiedlung der Spree durch Makroinvertebraten. Diplomarbeit Universität Marburg (unveröff.). Seite 1-125.
- FELD, K., KIEL, E., LAUTENSCHLÄGER, M. (2002). The indication of morphological degradation of streams and rivers using Simuliidae. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters 32(3). Seite 273-288.
- FELD, C. K. (2004). Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. Hydrobiologia 516. Seite 69-90.

- FONSECA, D. M., HART, D.D. (2001). Colonization history masks habitat preferences in local distributions of stream insects. *Ecology* 82(10). Seite 2897-2910.
- FRENZ, C. (2000). Verbreitungsmuster und Ökologie von Fischen in Tieflandbächen Nordrhein-Westfalens – ein Beitrag zur Gewässertypologie und Leitbildfindung. Dissertation in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Essen. Seite 1-189.
- FRISSELL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E., HURLEY, M. D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ. Manag.* 10(2). Seite 199-214.
- GAUCH, H. G., JR. (1982). *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Seite 1-298.
- GEISER, R. (1994). Artenschutz für holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta). *Ber. ANL* 18. Seite 89-114.
- GILLER, P. S., MALMQVIST, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press. Seite 1-296.
- GLATTHAAR, R. (1978). Verbreitung und Ökologie der Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) in der Schweiz. *Vierteljahress. Naturforsch. Ges. Zürich* 123. Seite 71-124.
- GLÖTZEL, R. (1973). Populationsdynamik und Ernährungsbiologie von Simuliidenlarven in einem mit organischen Abwässern verunreinigten Gebirgsbach. *Arch. Hydrobiol.* 42(3). Seite 407-451.
- GREIF, A., KLUGE, A., KLEMM, A., BEUGE, P. (1999). Der Münzbach – Die Geochemische Entwicklung eines „kommunalen“ Gewässers in den letzten zehn Jahren. Beitrag auf der Geochemiker Tagung 13.-15-Mai 1999, Göttingen.
- GRUNAU, T. S. (2003). Erheblich veränderte Wasserkörper gemäß EU-WRRL: Der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf die Ausprägung der Makrozoobenthosbesiedlung von Fließgewässern im Einzugsgebiet der Ruhr. Diplomarbeit in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Essen. Seite 1-193.
- GURNELL, A. M., GREGORY, K. J., PETTS, G. E. (1995). The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implication for management. *Aquatic conservations* 5. Seite 143-166.

- HAASE, P., SUNDERMANN, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- HAIDEKKER, A. (2004). The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates. Dissertation in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen. In press. Seite 1-221.
- HALGOS, J., ILLESOVA, D. & I. KRNO (2001). The effect of some ecological factors on longitudinal patterns of black fly community structure (Diptera, Simuliidae) in a foothill stream. *Biologia* 56(5). Seite 513-523.
- HALLE, M., PODRAZA, P. (2001). Verfahren zur Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials von Makroinvertebraten auf der Grundlage von Gewässerstrukturmerkmalen. *Wasserwirtschaft* 91(6). Seite 296-301.
- HAYBACH, A. (1998). Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz. Zoogeographie, Faunistik, Ökologie, Taxonomie und Nomenklatur. Unter besonderer Berücksichtigung der Familie Heptageniidae und unter Einbeziehung der übrigen aus Deutschland bekannten Arten. Dissertation. Johannes-Gutenberg Universität Mainz. Seite 1-417.
- HEMPHILL, N., COOPER, S. D. (1983). The effect of physical disturbance on the relative abundances of two filter-feeding insects in a small stream. *Oecologia* 58. Seite 378-382.
- HERING, D., REICH, M. (1997). Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. *Natur und Landschaft* 72(9). Seite 383-389.
- HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., FELD, C., JAHNSEN, R., PINTO, P., SKOULIKIDIS, N., VERDONSCOTT, P., ZAHŘÁDKOVÁ, S. (2003). The Development of a System to Assess the Ecological Quality of Streams Based on Macroinvertebrates - Design of the Sampling Programme within the AQEM Project. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 88(3-4). Seite 345-361.
- HOFFMANN, A., HERING D. (2000). Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 85(1). Seite 25-48.

- HUBERT, W. H., LAVOIE, W.J., DEBRAY, L.D. (1996). Densities and substrate associations of macroinvertebrates in riffles of a small, high plains stream. *Journal of Freshwater Ecology* 11(1). Seite 21-26.
- HUNTER, F. F., BURGIN, S.G., WOOD, D.M. (1994). New Techniques for rearing black flies from pupae (Diptera: Simuliidae). *Journal of American Mosquito Control Association* 10(3). Seite 456-459.
- HURYN, A. D., BUTZ HURYN V. M., ARBUCKLE, C. J., TSOMIDES, L. (2002). Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwat. Biol.* 47. Seite 401-415.
- HYNES, H. B. N. (1975). The stream and its valley. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19. Seite 1-15.
- ILLESOVA, D., JEDLICKA, L. (1992). Black fly community of the basin of Bystrica in Velka Fatra Mts. (West Carpathians) (Diptera, Simuliidae). *Biologia Bratislava* 47. Seite 627-640.
- ILLESOVA, D., HALGOS, J., KRNO, I. (2000). Blackfly communities (Diptera, Simuliidae) in mountain streams of the High Tatra Mts. *Biologia, Bratislava* 55(2). Seite 177-184.
- ILLIES, J. (1952). Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. *Arch. Hydrobiol.* 46. Seite 424-612.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F., VAN TONGEREN, O. F. R. (1995). Data analysis in community and landscape ecology. New corrected edition. Cambridge University Press. Seite 1-299.
- KAIL, J., GERHARD, M. (2002). Totholz in Fließgewässern - eine Begriffsbestimmung. *Wasser und Boden* 10. Seite 1-8.
- KELLY, D. W., DICK, J. T. A., MONTGOMERY, W. I. (2002). The functional role of Gammarus (Crustacea, Amphipoda): shredders, predator, or both? *Hydrobiologia* 485. Seite 199-203.
- KIEL, E., REIDELBACH, J., RÜHM, W., RUPP, K. (1989). Verhaltensbiologische Studie an Simuliiden (Simuliidae, Diptera): Landen und Ansiedeln auf einem Substrat. *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 76. Seite 385-401.

- KIEL, E. (1993). Verhaltensbiologische Studien an Kriebelmückenlarven (Simuliidae: Diptera): Aufenthaltszeit im Haftplatzsekret. Essener ökol. Schriften 2. Seite 99-110.
- KIEL, E. (1996A). Effects of Aufwuchs on colonization by Simuliids (Simuliidae, Diptera). Int. Rev. ges. Hydrobiol. 81(4). Seite 565-576.
- KIEL, E. (1996B). Labialdrüsensekrete von Simuliidenlarven: Unterwasserklebstoffe mit Einfluss auf Substratbesiedlung und Drift? Verh. Westd. Entom. Tag 1995. Seite 129-137.
- KIEL, E., FRUTIGER, A. (1997). Behavioural Responses of Different Blackfly Species to Short-Term Oxygen Depletion. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 82(1). Seite 107-120.
- KIEL, E., J., BÖGE, F., RÜHM, W. (1998). Do silk pad remnants of larval blackflies (Simuliidae, Diptera) affect further substrate colonisation processes? Limnologica 28(3). Seite 307-312.
- KLAUSNITZER, B. (1993). Fauna. In Sukopp, H., Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Gustav Fischer Verlag. Seite 239-270.
- KOHLER, S. L. (1992). Competition and the structure of a benthic stream community. Ecological Monographs 62. Seite 165-188.
- KOHLER, S. L., WILEY, M. J. (1997). Pathogen outbreaks reveal large-scale effects of competition in stream communities. Ecology 78(2). Seite 164-176.
- KOTHÉ, P. (1962). Der „Artenfehlbetrag“, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. Dt. Gewässerkundl. Mitt. 6. Seite 60-65.
- LAUTENSCHLÄGER, M., PODRAZA, P. (2002). The significance of human impact on stream bank structure for populations of adult insects. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28. Seite 323-327.
- LI, J., HERLIHY, A., GERTH, W., KAUFMANN, P., GREGORY, S., URQUHART, S., LARSEN, D. P. (2001). Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. Freshwat. Biol. 46. Seite 87-97.
- LEBLANC, R. T., BROWN, R.D., FITZGIBBON, J.E. (1996). Modelling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. Journal of Environmental Management 49. Seite 445-469.

- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA. (1998). Merkblätter Nr. 14 Gewässerstruktur-  
güte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung. Seite 150.
- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA (1999A). Merkblätter Nr. 16: Referenzgewäs-  
ser der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens - Teil 1: kleine bis  
mittelgroße Fließgewässer. Seite 1-237.
- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA (1999B). Merkblätter Nr. 17: Leitbilder für klei-  
ne bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Seite 1-87.
- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA (2001). Merkblätter Nr. 34: Leitbilder für die  
mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen -  
Flusstypen -. Seite 1-129.
- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA (2002A). Gewässergütebericht 2001. Nord-  
rhein-Westfalen. Berichtszeitraum 1995-2000. Seite 1-274.
- LANDESUMWELTAMT NRW, LUA (2002B). Merkblätter Nr. 36: Fließgewässerty-  
penatlas Nordrhein-Westfalens. Seite 1-60.
- LORENZ, A. (2004). Mid-sized MountainStreams – Typology, assessment and  
reliability of sampling and assessment methods. Dissertation in der  
Abteilung Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen. In press. Seite  
1-145.
- MALMQVIST, B., ZHANG, Y., ADLER, H. (1999). Diversity, distribution and larval  
habitats of North Swedish blackflies (Diptera: Simuliidae). *Freshwater  
Biology* 42. Seite 301-314.
- MALMQVIST, B. (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Fresh-  
wat. Biol.* 47. Seite 679-694.
- MATTHAEI, C. D., UEHLINGER, U., MEYER, E., FRUTIGER, A. (1996). Recoloniza-  
tion by benthic invertebrates after experimental disturbances in a  
Swiss prealpine river. *Freshwat. Biol.* 35. Seite 233-248.
- MATTHAEI, C. D., WERTHMÜLLER, D., FRUTIGER, A. (1997A). Invertebrate recov-  
ery from a bed-moving spate: the role of drift versus movements in-  
side or over the substratum. *Arch. Hydrobiol.* 140(2). Seite 221-235.
- MATTHAEI, C. D., UEHLINGER, U., FRUTIGER, A. (1997B). Response of benthic  
invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss  
prealpine river. *Freshwat. Biol.* 37. Seite 61-77.
- McRAE, S. E., ALLAN, J. D., BURCH, J. B. (2004). Reach- and catchment-scale  
determinants of the distribution of freshwater mussels (*Bivalvia*, Un-



- ionidae) in south-eastern Michigan, U. S. A. *Freshwat. Biol.* 49. Seite 127-142.
- MEIER, C., HERING, D., BISS, R., BÖHMER, J., RAWER-JOST, C., ZENKER, A., HAASE, P., SCHÖLL, F. (2004). Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Vorläufiger Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.  
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand November 2004].
- MEIJERING, M. P. D., PIEPER, H. G. (1982). Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern. *Dechenia. Beih.* 26. Seite 11 - 113.
- MILNER, A. M., OSWOOD, M. W. (2000). Urbanization gradients in streams of Anchorage, Alaska: a comparison of multivariate and multimetric approaches to classification. *Hydrobiologia* 422/423. Seite 209-423.
- MOOG, O. (1995) HRSG. Fauna Aquatica Austriaca. Mai 1995. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MÜHLENBERG, M. (1993). Freilandökologie. 3. Auflage, UTB, Quelle und Meyer, Heidelberg. Seite 1-512.
- MÜLLER, K. (1982). The Colonization Cycle of Freshwater Insects. *Oecologia* 52. Seite 202-207.
- MUOTKA, T., PENTTINEN, A. (1994). Detecting small-scale spatial patterns in lotic predator-prey relationships: statistical methods and a case study. *Canadian J. of Fish. and Aqu. Science*, 51(2). Seite 210-218.
- MURL (1998). Ökologische Qualität in Ballungsräumen – Methoden zur Analyse und Bewertung, Strategien zur Verbesserung. Ergebnisse des Forschungsvorhabens: Verbesserung der ökologischen Qualität urban-industrieller Bereiche des Ruhrgebiets. Seite 1- 144.
- MURPHY, J. F., GILLER, P. S., HORAN, M. A. (1998). Spatial scale and the aggregation of stream macroinvertebrates associated with leaf packs. *Freshwat. Biol.* 39. Seite 325-337.
- NILSEN, H. C., LARIMORE, R. W. (1973). Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskaskia River, Illinois. *Ecology* 54(2). Seite 367-374.

- O'CONNOR, N. A. (1991). The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *Oecologia* 85. Seite 504-512.
- OFENBÖCK, T., MOOG, O., CAR, M. (2002). Do the Austrian blackfly fauna (Diptera: Simuliidae) support the typological approach of the EU water framework directive? *Limnologica* 32. Seite 255-272.
- OHDE, R., SURHOLT, B., GLANDT, D. (1990). Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf das Vorkommen substratgebundener Insektenlarven in einem Flachlandbach des Sandmünsterlandes. *Wasser und Boden* 2. Seite 86-100.
- OSBORNE, J. L., HERRICKS, E. E. (1987). Microhabitat characteristics of Hydropsyche (Trichoptera: Hydropsychidae) and the importance of body size. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 6(2). Seite 115-124.
- PATT, H., JÜRGING, P., KRAUS, W. (1998). *Naturnaher Wasserbau*. Springer Verlag. Seite 1-358.
- PAAVOLA, R., MUOTKA, T., VIRTANEN, R., HEINO, J., KREIVI, P. (2003). Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwat. Biol.* 48. Seite 1912-1923.
- PITSCH, T. (1993). Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung -Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung Sonderheft* 8. Seite 1-316.
- PEGEL, M., RÜHM W. (1976). Versuche zur Besiedlung künstlicher Substrate durch präimaginale Stadien von Simuliiden unter besonderer Berücksichtigung von *Boophthora erythrocephala* de Geer (Sim., Dipt.). *Z. ang. Ent.* 82. Seite 65-71.
- PEGEL, M. (1980). Zur Methodik der Driftmessung in der Fließgewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera). *Z. ang. Ent.* 89. Seite 198-214.
- PETERSEN, R. C., CUMMINS, K.W. (1973). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat. Biol.* 4. Seite 343-368.
- PHILLIPSON, J. (1957). The effect of current speed on the distribution of the larvae of the Blackflies, *Simulium variegatum* (MG.) and *Simulium monticola* Fried. (Diptera). *Bull. ent. Res.* 48. Seite 811-819.

- PODRAZA, P. (1996). Auswirkung von Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation auf die Makroinvertebratenzönose eines Stadtbaches. Dissertation in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Essen. Seite 1-221.
- PODRAZA, P. (1999). Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation – Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. Essener ökologische Schriften. Seite 1-234.
- PODRAZA, P., HALLE, M., LAUTENSCHLÄGER M., MÜLLER, A., SEUTER S. (2001). Limnoökologische Hauptuntersuchung im Rahmen des F. u. E.-Vorhabens „Integriertes Gesamtkonzept für Entwässerungsgebiet, Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer mit dem Ziel eines nachhaltigen Gewässerschutzes und einer Reduktion der Kosten“. Abschlussbericht für die Gemeinde Odental. Seite 1-98.
- PODRAZA, P., SCHUHMACHER, H., SOMMERHÄUSER, M. (2002). Das Adersystem. Essener Unikate 19 - Umwelt Ruhr 1. Seite 68-83.
- POFF, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding of disturbance in streams. J. N. Benthol. Soc. 11. Seite 86-92.
- Pott, R. (1992). Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. Seite 1-427.
- POTTGIESSER, T., KAIL, J., SEUTER, S., HALLE, M. (2004). Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL, Teil II, Endbericht zur „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand Dezember 2003), Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA, 1-16 + Anhang (unveröff.)
- POTTGIESSER, T., SOMMERHÄUSER, M. (2004). Die Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R. D., Klapper, H. (Hrsg): Handbuch der Limnologie. 19. 7/04. VIII 2.1. 1-16 + Anhang
- PRÜGEL, M. (1986). Entwicklungsdauer und Mortalität von Simuliidenpuppen unter besonderer Berücksichtigung der schaderregenden *Boophthora erythrocephala* (DE GEER, 1776) und *Odagmia ornata* (MEIGEN,

- 1818) (Simuliidae Diptera). Dissertation Universität Hamburg. Seite 1-113.
- PRÜGEL, M. (1988). Temperatur-Abhängigkeit der Puppen-Entwicklung und -Mortalität bei zwei Kriebelmücken-Arten (Diptera - Simuliidae). *Entomol. Gener.* 13(1/2). Seite 29-45.
- RICHARDS, C., JOHNSON, L. B., HOST, G. E. (1996). Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(1). Seite 295-311.
- REIDELBACH, J., KIEL, E. (1990). Observations on the Behavioural Sequences of Looping and Drifting by Blackfly Larvae (Diptera: Simuliidae). *Aquatic Insects* 12(1). Seite 49-60.
- REIDELBACH, J. (1994). Populationsdynamik von Simuliiden. Dissertation, Universität Marburg. Seite 1-311.
- ROSS, D. H., MERRIT, R. W. (1978). The larval instars and population dynamics of five species of black flies (Diptera, Simuliidae) and their responses to selected environmental factors. *Can. J. Zool.* 56. Seite 1633-1642.
- ROSS, D. H., MERRIT, R. W. (1987). Factors affecting larval blackfly distributions and population dynamics, in: KIMM, K. C., MERRIT, R. W. *Black Flies*. Pennsylvania State University. Seite 90-108.
- ROY, A. H., ROSEMOND, A. D., PAUL, M. J., LEIGH, D. S., WALLACE, J. B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwat. Biol.* 48. Seite 329-346.
- RUBTSOV, I. A. (1964). On the mode and range of larval blackfly migrations (Diptera, Simuliidae). *Entomolog. Oboz.* 43. Seite 52-66.
- RÜHM, W. (1970). Zur Steuerung der Kriebelmücken durch einige Umweltfaktoren. *Z. ang. Ent.* 65. Seite.
- RÜHM, W., PEGEL, M. (1986). Die Substratbesiedlung durch Kriebelmückenlarven und -puppen (Simuliidae, Dipt.). *Arch. Hydrobiol.* 107(1). Seite 75-87.
- RÜHM, W., PRÜGEL, M. (1988). Schwankungen im Spektrum von Kriebelmückenarten und räumliche Konstanz der Eiablageplätze in einem Niederungsbach (Simuliidae, Diptera). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 73(1). Seite 95-106.

- RÜHM, W., KIEL, E. (1991). Zur Habitatbindung der Kriebelmücken (Simuliidae, Diptera) im präimaginalen Stadium. Anz. Schädlingsskde. Pflanzenschutz, Umweltschutz 64. Seite 81-88.
- RÜHM, W. (1998A). Das Habitat und seine Strukturen als Voraussetzung für die autochthone Entwicklung von Schadgebieten der Kriebelmücken (Diptera: Simuliidae). Entomol. Gener. 23(1/2). Seite 27-37.
- RÜHM, W. (1998B). Habitatselektion und Habitatbindung der Simuliiden (Simuliidae, Diptera) und ihre Bedeutung für den Erhalt (Wiederherstellung) naturnaher Fließwasserstrukturen. Anz. Schädlingsskde. Pflanzenschutz, Umweltschutz 71. Seite 8-14.
- SANDIN, L. (2003). Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness and environmental relations. ECOGRAPHY 26. Seite 269-282.
- SCHATTMANN, A. (1997). Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos. Eine Untersuchung über Zusammenhänge - durchgeführt an Nebenbächen der mittleren Ahr. DGL Jahrestagung. Seite 847-851.
- SCHMEDTJE, U., COLLING, M. (1996). Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4 (96). Seite 1-543.
- SCHMUDE, K. L., JENNINGS, M.J., OTIS, K.J., PIETTE, R.R. (1998). Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization artificial substrates in north temperate lakes. J.N. Am. Benthol. Soc. 17(1). Seite 73-80.
- SCHUHMACHER, H. (1970). Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie einiger Köcherfliegenarten der Gattung *Hydropsyche* PICT. (Insecta, Trichoptera). Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55(4). Seite 511-557.
- SCHUHMACHER, H., SCHREMMER, F. (1970). Die Trichopteren des Odenwaldbaches "Steinach" und ihr ökologischer Zeigerwert. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55(3). Seite 335-358.
- SCHUHMACHER, H. (1986). „Künstliche Bachalterung“ – eine konzeptionelle Charakterisierung anthropogener Veränderungen von mitteleuropäischen Fließgewässern. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 79.

- SCHUHMACHER, H., DARSCHNIK, S., RENNERICH, J., THIESMEIER, B. (1989). Erfassung, Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern im Ballungsraum. *Natur und Landschaft* 64(10). Seite 383-388.
- SCHUHMACHER, H. (1989). Stadtbäche als Lebensraum. *Naturwissenschaften* 76. Seite 505-511.
- SCHUHMACHER, H., PODRAZA, P. (1992). Einfluss der Abwasserbeseitigung auf die Struktur und Biozönosen von Fließgewässern. *Berichte der ATV* 42. Seite 1-12.
- SCHUHMACHER, H. (1993). Stadtgewässer. In Sukopp, H., Wittig, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. Gustav Fischer Verlag. Seite 183-197.
- SEITZ, G. (1992). Verbreitung und Ökologie der Kriebelmücken (Diptera: Simuliidae) in Niederbayern. *Lauterbornia* 11. Seite 1-231.
- SOMMERHÄUSER, M., KOCH, P., ROBERT, B., SCHUHMACHER, H. (1998). Caddisflies as indicators for the classification of riparian systems along lowland streams. *Proceedings of the 9th International Symposium on Trichoptera*. Seite 337-345.
- SOMMERHÄUSER, M. (1998B). Limnologisch-typologische Untersuchungen zu sommertrockenen und permanenten Tieflandbächen am Beispiel der Niederrheinischen Sandplatten. Dissertation in der Abteilung Hydrobiologie, Universität Essen. Seite 1-256.
- SPÄNHOF, B. (2002A). Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. Dissertation: Submerged wood in a sandy lowland stream: habitat traits, spatio-temporal colonisation patterns of xylobiont invertebrates, and epixylic biofilm development. Seite 31-47.
- SPÄNHOF, B. (2002B). Macroinvertebrate colonization of submerged wood of different states of decay. Dissertation: Submerged wood in a sandy lowland stream: habitat traits, spatio-temporal colonisation patterns of xylobiont invertebrates, and epixylic biofilm development. Seite 25-29.
- SPONSELLER, R. A., BENFIELD, E. F., VALETT, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwat. Biol.* 46. Seite 1409-1424.
- STATZNER & HILGER (1986). Stream hydraulics as a major determinant of benthic zonation patterns. *Freshwat. Biol.* 16. Seite 127-139.

- STOCK, D. (2000). Zur Abbaubarkeit von Falllaub stadtplanerisch-relevanter Gehölze und Stauden durch Makroinvertebraten in Fließgewässern. Diplomarbeit an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (unveröff.) Seite 1-62.
- STOREY, R. G., COWLEY, D. R. (1997). Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*. 353. Seite 63-76.
- TIMM, T. (1988). Die Eibiologie der Kriebelmücken - Potenz und Toleranz und ihre Beziehung zur Habitatbindung (Diptera: Simuliidae). *Arch. Hydrobiol.* 79(4). Seite 363-445.
- TIMM, T. (1990). Welcher Faktor trennt Wald- und Wiesenarten unter den Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) im Fließgewässerkontinuum des Stollbaches (Niederrheinische Sandplatten)? *Verh. Westd. Entom. Tag.* Seite 263-270.
- TIMM, T., KLOPP, F. (1993). Die Ursachen unterschiedlicher Verteilungsmuster der Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) in zwei Bächen des Niederrheinischen Landes. *Essener Ökologische Schriften - Beiträge zur Taxonomie, Faunistik und Ökologie der Kriebelmücken in Mitteleuropa (Diptera, Simuliidae)* 2. Seite 121-145.
- TIMM, T. (1993A). Unterschiede in Eibiologie und Habitatbindung zwischen *Prosimulium tomosvaryi* (Prosimuliini) und verschiedenen Simuliini (Diptera, Simuliidae). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 78(1). Seite 95-106.
- TIMM, T. (1993B). Lebensstrategie und Populationsdynamik von *Nevermannia venum*, einer Kriebelmücke permanenter und periodischer Waldbäche (Diptera, Simuliidae). *Zool. Jb. Syst.* 120. Seite 1-19.
- TIMM, T. (1994). Reasons for a shift in dominance between *Simulium* (*N.*) *venum* und *Simulium* (*S.*) *ornatum* (Diptera, Simuliidae) along the continuum of an unpolluted lowland stream. *Arch. Hydrobiol.* 131. Seite 199-210.
- TIMM, T. (1995). Ufer- und Auestrukturen und Simuliiden-Plagen. Steinberg, Bernhardt & Klapper [Hrsg]: *Handbuch Angewandte Limnologie*. Seite 1-28.

- TOBIAS, W., TOBIAS, D. (1981). Trichoptera Germanica. Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen. Teil 1: Imagines. Courier Forschungsinstitut Senckenberg 49. Seite 1-672.
- TOWNSEND, C. R., HILDREW, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwat. Biol.* 31. Seite 265-275.
- TOWNSEND, C. R., SCARSBROOK, M.R., DOLEDEC, S. (1997). Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 16(3). Seite 531-544.
- TOWNSEND, C. R., DOWNES, B., PEACOCK, K., ARBUCKLE, C. (2004). Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwat. Biol.* 49. Seite 448-462.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37. Seite 130-137.
- VAN TREECK, P., SCHUHMACHER, H. (1999). Artificial reefs created by electrolysis and coral transplantation: An approach ensuring the compatibility of environmental protection and diving tourism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49(A). Seite 75-81.
- WALLACE, J. B., BENKE, A. C. (1984). Quantification of wood habitat in subtropical plain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41. Seite 1643-1653.
- WALSH, C. J., SHARPE, A. K., BREEN, P. F., SONNEMAN, J. A. (2001). Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwat. Biol.* 46. Seite 535-551.
- WARINGER, J., GRAF, W. (1997). Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas-Universitätsverlag. Wien. Seite 1-286.
- WARMKE, S., HERING, D. (2000). Composition, microdistribution and Food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 85(1). Seite 67-78.



- WESENBERG-LUND, C (1943). Biologie der Süßwasserinsekten. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag & Verlag J. Springer, Berlin. Seite 1-679.
- WICHERT, G. A. (1995). Effects of Improved Sewage Effluent Management and Urbanization on Fish Associations of Toronto Streams. North American Journal of Fisheries Management 15. Seite 440-456.
- WITTIG, R. (1993). Flora und Vegetation. In Sukopp, H., Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Gustav Fischer Verlag. Seite 198-238.
- WITTIG, R., SUKOPP, H., KLAUSNITZER, B. (1993). Die ökologische Gliederung der Satdt. In Sukopp, H., Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Gustav Fischer Verlag. Seite 198-238.
- WITZEL, U. (1999). Untersuchungen zur Emergenz aus aquatischem und terrestrischem Totholz an einem periodisch trockenfallenden Löß-Lehmbach (Frölicher Bach, Münsterland). Hausarbeit für das erste Staatsexamen, vorgelegt in der Abteilung Hydrobiologie der Universität Essen (unveröff.). Seite 1-101.
- WONDZELL, S. M., BISSON, P. A. (2003). Influence of wood on aquatic biodiversity. in: Gregory, Boyer & Gurnell (eds.): The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society. Oregon. Seite 249-263.
- ZWICK, H. (1974). Faunistisch-ökologische und taxonomische Untersuchungen an Simuliidae (Diptera), unter besonderer Berücksichtigung der Arten des Fulda-Gebietes. Abhandlungen der Senckenbergischen naturforschenden Gesellschaft 533. Seite 1-116.
- ZWICK, H., ZWICK, P. (1990). Terrestrial Mass-Oviposition of Prosimulium-Species (Diptera, Simuliidae). Aquatic Insects 12. Seite 33-46.
- ZWICK, H. (1993). Zum Stand der Taxonomie und Determination einheimischer Kriebelmücken (Diptera: Simuliidae). Essener Ökologische Schriften - Beiträge zur Taxonomie, Faunistik und Ökologie der Kriebelmücken in Mitteleuropa (Diptera, Simuliidae) 2. Seite 121-145.
- ZWICK, H. (1974). Faunistisch-ökologische und taxonomische Untersuchungen an Simuliidae (Diptera), unter besonderer Berücksichtigung der Arten des Fulda-Gebietes. Abhandlungen der Senckenbergischen naturforschenden Gesellschaft 533. Seite 1-116.

- 
- ZWICK, H., WERNER, D. (1999). Simuliidae. In: Schumann, H., Bährmann, R., Stark A. (1999): Checkliste der Dipteren Deutschlands. – *Studia dipterologica*, 2 (1). Seite 1-354.

## 10.1 Bestimmungsliteratur

- AUBERT, J. (1959). Plecoptera. *Insecta Helvetica* 1. Seite 1-141.
- BÄHRMANN, R. (1982). Entwurf einer bebilderten Tabelle zur Bestimmung der Dipteren-Familien. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 26(6). Seite 241-254.
- BAUERNFEIND, E. (1994). Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) 1. Teil. Wasser und Abwasser 4/94. Seite 1-92.
- BAUERNFEIND, E. (1995). Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera), 2. Teil. Wasser und Abwasser. Seite 1-96.
- COE, R. L., FREEMAN, P., MATTINGLY, P.F. (1950). Handbooks for the identification of british insects. *Royal Entomological Society of London* 9(2). Seite 1-66.
- HYNES, H. B. (1967). A key to the adults and nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera) with notes on their Ecology and Distribution. *Freshwat. Biol. Association* 17. Seite 1-91.
- ILLIES, J. (1955). Steinfliegen oder Plecopteren. *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile* 43. Seite 1-150.
- KÁLMÁN, B. (1981). Kleiner Bestimmungsschlüssel für Zuckmückenlarven (Diptera: Chironomidae). *Wasser und Abwasser* 1. Seite 1-43.
- KLAUSNITZER, B. (1996). Käfer im und am Wasser. *Die neue Brehm-Bücherei*. Seite 1-200.
- JENSEN, F. (1997). Diptera, Simuliidae, Blackflies. *Aquatic insects of North Europe – A taxonomic handbock*, Vol. 2. Seite 209 – 241.
- Knoz, J. (1965). To identification of Czechoslovakian Black-Flies (Diptera, Simuliidae). *Prirod. Fak. Univ. I. E. Purkyne (Biol. 2)*, Brno, 6(5). Seite 1-54 + 425 Abbildungen.
- LILLEHAMMER, A. (1988). Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 21. Seite 1-165.
- LINDEGAARD, C. (1997). Diptera, Chironomidae, Non-biting midges. *Aquatic insects of North Europe – A taxonomic handbock*, Vol. 2. Seite 266 – 294.

- RAUSER, J. (1980). Plecoptera. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Seite 1-131.
- REUSCH, H., OOSTERBROEK, P. (1997). Diptera Limniidae and Pediciidae, Short-palped Crane Flies. Aquatic Insects of North Europe - A taxonomic Handbook. 2. Seite 105-132.
- STUDEMANN, D., LANDOLT, P., SARTORI, M., HEFTI, D., TOMKA, I. (1960). Ephemeroptera. Insecta Helvetica 9. Seite 116-151.
- THEOWALD, B. (1967). Familie Tipulidae (Diptera, Nematocera) Larven und Puppen. Bestimmungsliteratur zur Bodenfauna Europas 7. Seite 1-89.
- WARINGER, J., GRAF, W. (1997). Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas-Universitätsverlag. Wien. Seite 1-286.

## **Anhang**

- A1 Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos
- A2 Indices und ‚funktionale Gruppen‘
- A3 Ordinationsverfahren
- A4 Daten der physiko-chemischen Messungen
- A5 Ausführlicher Erhebungsbogen nach dem Muster des AQEM-„siteprotocol“ für die Untersuchungsgewässer
- A6 Ergebnisse der Strukturkartierung (funktionale Einheiten)
- A7 Artenlisten des Makrozoobenthos in Ind./m<sup>2</sup>
- A8 Artenliste für die Simuliidae-Aufsammlung der Vor- und Hauptuntersuchung
- A9 Artenliste der Driftmessungen (Abundanz)
- A10 Artenlisten der Totholzexposition (Abundanz) und der AQEM-MHS Proben (Ind./m<sup>2</sup>)

## Anhang A1

Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos; **Bearbeitungsstand: 24. März 2003, Bearbeitung: T. Pottgiesser & M. Sommerhäuser (auf der Grundlage von SCHMEDITJE et al. 2000)**

Ausgewählte Gewässerlandschaften und Regionen nach Briem (2001)	biozönotischer Typ			
	6.1 Längszonierung			
	Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m				
Kalkalpen, Flyschzone	1			
Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 - 800 m und höher				
Alpenvorland				
Tertiäres Hügelland, Niederterrassen, Ältere Terrassen, Altmoränenland	2		4	
Jungmoränenland	3			
Auen (über 300 m Breite)				
Mittelgebirge				
Gneis, Granit, Schiefer, übrige Vulkangebiete	5	9	9.2	
Buntsandstein, Sandbedeckung	5.1			
Lössregionen, Keuper, Kreide	6	9.1		
Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kalke	7			
Auen (über 300 m)				10
Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m				
Sander, Sandbedeckung, Grund- und Endmoräne	14	15		
Lössregionen	18			
Grund- und Endmoräne, Ältere Terrassen	16	17		
Auen (über 300 m)				20
Marschen	22			
Jungmoränenland: Grundmoränen	23			
Ökoregion unabhängige Typen				
Sander, Lössregionen, Auen (vermoort)	11	12		
Auen (über 300 m)	19			
Sander, Grund- und Endmoräne	21			

## Anhang A2 – Indices und ,funktionale Gruppen‘

### Diversität und Evenness

Die Diversität wurde als Shannon-Weaver-Index (MÜHLENBERG 1993) berechnet, wobei der logarithmus naturalis verwendet wurde.

$$H_T = - \sum_{i=1}^T p_i \cdot \ln p_i \qquad p_i = \frac{n_i}{N} \qquad \sum_{i=1}^T p_i = 1$$

$H_T$  = Diversität

$T$  = Gesamtzahl der Taxa

$p_i$  = relative Häufigkeit des i-ten Taxon von der Gesamtindividuenzahl

$N$  = Gesamtindividuenzahl

$n_i$  = Individuenzahl des i-ten Taxon

Evenness  $E_T = \frac{H_T}{\ln T}$

### Artenfehlbetrag

Unterschiede in der Gesamtartenzahl zwischen zwei Probestellen A und B können durch Berechnung des Artenfehlbetrages nach der Formel von KOTHÉ (1962) ausgedrückt werden.

$$A_K [\%] = 100 - \frac{Z_B \cdot 100}{Z_A} \qquad A_K = \text{Artenfehlbetrag}$$

$Z_{A,B}$  = Artenzahl an den Probestellen A bzw. B

### Dominanzidentität

Die Dominanzidentität wurde mit der Renkonenschen Zahl (MÜHLENBERG 1993), als einem Maß für die Übereinstimmung der Dominanzstrukturen der Artengemeinschaften an zwei Probestellen, berechnet.

$$Re = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B}$$

Re = Renkonensche Zahl  
 min  $D_{A,B}$  = der jeweils kleinste Dominanzwert

$$D = \frac{n_A}{N_A} \text{ bzw. } \frac{n_B}{N_B}$$

(D) der gemeinsamen Taxa an  
 zwei Probestellen A und B

G = Zahl der gemeinsamen Taxa

$n_{A,B}$  = Individuenzahl des i-ten Taxon an  
 den Probestellen A bzw. B

$N_{A,B}$  = Gesamtindividuenzahlen an Probe-  
 stelle A bzw. B

### Dominanz

Die Dominanz  $D_i$  gibt den Anteil einzelner Arten an der Gesamtbiozönose an.

$$D_i = \frac{A_i}{G} \cdot 100[\%]$$

Wobei  $D_i$  der prozentuale Anteil der Art i,  $A_i$  die Individuenzahl der Art i und G die Gesamtzahl der Individuen darstellt. Eine Einteilung der Dominanzklassen erfolgt dann nach Mühlenberg (1993):

32 - 100 % = eudominant	}	Hauptarten
10 - 31,9 % = dominant		
3,2 – 9,9 % = subdominant		
1 – 3,1 % = rezedent	}	Begleitarten
0,32 – 0,99 % = subrezedent		
<0,32 % = sporadisch		



Erläuterung der ‚Funktionalen Gruppen‘ (Tabelle aus PODRAZA et al. 2001)

Längszonale Verteilung		
EK	Eukrenal	Quellen
HK	Hypokrenal	Quellrinsale
ER	Epirhithral	obere Forellenregion
MR	Metarhithral	untere Forellenregion
HR	Hyporhithral	Äschenregion
EP	Epipotamal	Barbenregion
MP	Metapotamal	Blei- und Brachsenregion
HP	Hypopotamal	Kaulbarsch-Flunder-Region
Strömungspräferenz		
RB	rheobiont	Fließgewässerart
RP	rheophil	Fließgewässerart; strömungsliebend
RLP	rheo- bis limnophil	sowohl in sehr langsam bis träge fließenden Fließgewässern
LP	limnophil	Stillwasserart; strömungsmeidend
LB	limnobiont	an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser
IN	indifferent	keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar
Habitatpräferenz		
LIT	Lithal	Grobkies, Steine, große Blöcke bis hin zu Fels
AKA	Akal	Fein- bis Mittelkies
PSA	Psammal	Fein- bis Grobsand
PEL	Pelal	unverfestigte Feinsedimente
POM	partikuläres organisches Material	Totholz und feinere Fraktionen organischen Materials
PHY	Phytal	Algenaufwuchs, Moose und höhere Wasserpflanzen
SON	Sonstige	sonstige Habitate (z.B. der Wirt im Fall von Parasitismus)
Ernährungstypenverteilung		
HOL	Holzfresser	fressen Holz
ZKL	Zerkleinerer	ernähren sich von Falllaub
WEI	Weidegänger	weiden epilithische Algen bzw. den Biofilm von Steinen ab
RÄU	Räuber	fressen lebende Beutetiere
SED	Sedimentfresser	fressen sedimentiertes, feinputikuläres Material
FIL	Filterierer/Strudler	filtrieren schwebende Nahrungspartikel aus dem Wasser
MIN	Blattminierer/Zellstecher	saugen Zellen von Algen und höheren Pflanzen aus
SON	Sonstige	sonstige Ernährungstypen (z.B. Aasfresser)

## **Anhang A3 – Ordinationsverfahren**

*„The ,art' of efficient reduction of dimensionality.“* PODANI 2000

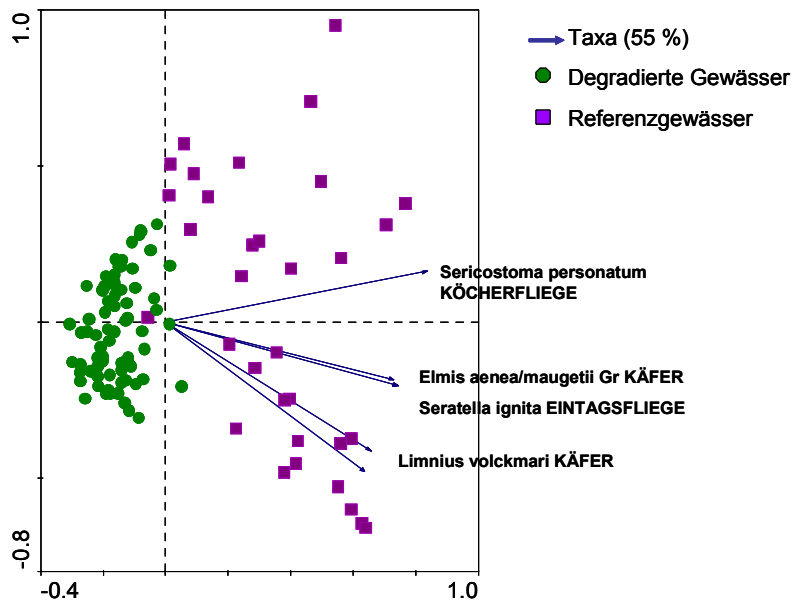
### **Die Hauptkomponenten- und Redundanzanalyse (PCA, RDA)**

Bei dieser Form der Analyse wird innerhalb der Artenlisten nach bioökologischen Gemeinsamkeiten gesucht. Das Verfahren versucht dann, die Vielzahl der Artinformationen über die Suche nach Gemeinsamkeiten auf wenige Hauptkomponenten herunterzubrechen, die einen möglichst hohen Anteil der Variabilität im Datensatz erklären. Jeder Probestelle bzw. jeder Taxaliste wird dann aufgrund ihrer Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit zu anderen Probestellen ein Platz im Koordinatensystem zugewiesen, wobei der Abstand proportional zur Unähnlichkeit zunimmt.

Die Hauptkomponenten entsprechen hypothetischen Gradienten, die für die Erklärung der Verteilung der Taxa bzw. der Probestellen im Diagramm wertvolle Hinweise liefern. Sie können beispielsweise mehrere Umweltgradienten repräsentieren (Gewässergröße, Höhenlage, etc.), die in eine bestimmte Richtung im Diagramm zunehmen oder abnehmen.

Zusätzlich ist es mit CANOCO® möglich, die Richtung und Stärke der Zunahme (oder Abnahme) jeder Art durch Vektorpfeile anzuzeigen. In der Nähe der Vektorspitze einer Art befinden sich diejenigen Probestellen, die bezüglich der Art die größte Abundanz haben.

Es wird i. d. R. die erste und zweite Achse abgebildet, da die zweidimensionale Abbildung grafisch noch akzeptabel interpretierbar ist. Mit Hilfe einer dreidimensionalen Abbildung ist es aber auch möglich, die dritte Hauptkomponente gleichzeitig darzustellen. Die Interpretierbarkeit einer PCA ist hoch, wenn bereits die ersten zwei oder drei Hauptkomponenten einen großen Teil der Varianz im Datensatz erklären. Ist die erklärende Varianz weiterer Achsen vergleichbar hoch, ist das Ergebnis nur schwer interpretierbar.



Beispiel für eine PCA (Hauptkomponentenanalyse) mit Datensätzen für morphologisch degradierte Gewässer und Referenzgewässer. Die Vektorpfeile zeigen die Zunahme der in den Referenzgewässern vorkommenden Arten.

Ein weiterführendes Verfahren ist die RDA (Redundanzanalyse). In der RDA Ordination sind die Ordinationsachsen lineare Kombinationen der Umweltvariablen, die der Benutzer separat einspeist. Die Umweltvariablen sollten so viel wie möglich an der Varianz innerhalb der Artenlisten erklären (PODANI 2000). Die Redundanzanalyse ist ein Beispiel für eine direkte Gradientenanalyse und kann als ‚erzwungene‘ (constrained) Hauptkomponentenanalyse bezeichnet werden, da die Achsen durch die Umweltvariablen vorgegeben werden (PODANI 2000). Die Strategie der Redundanzanalyse ist eine canonische Analyse, in der Korrelationen zwischen den Arten als nicht gegeben angesehen werden.

### Non-metric Multidimensional Scaling (NMS)

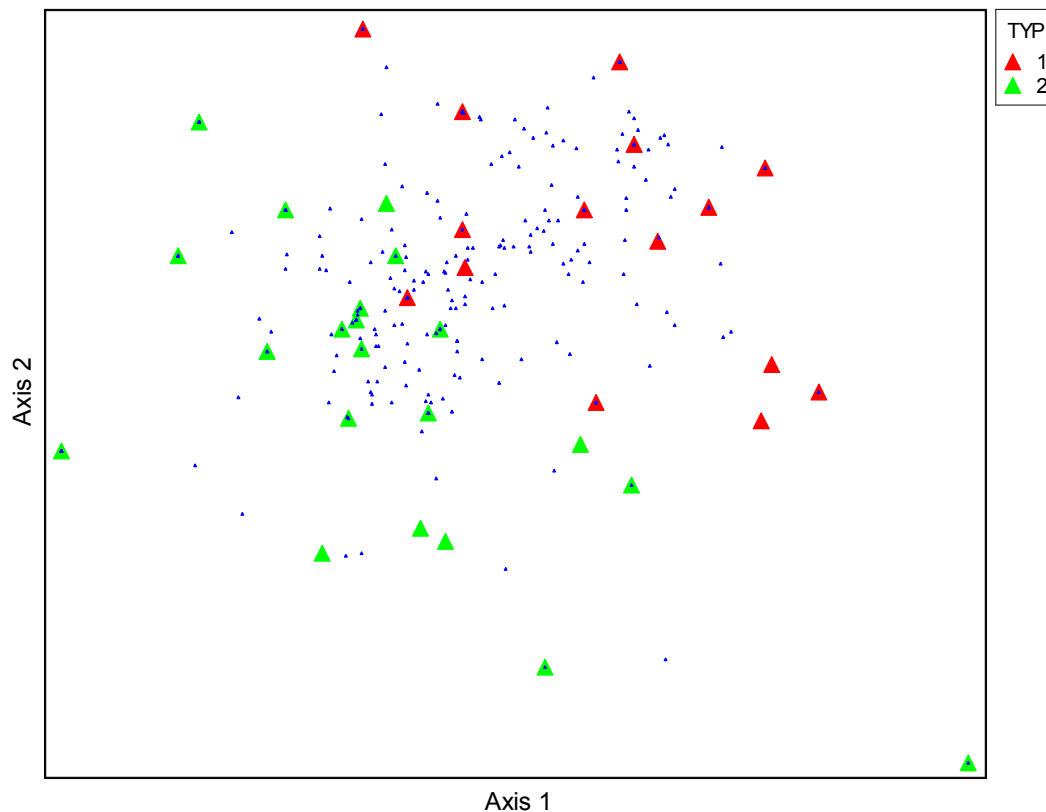
Im Gegensatz zur Hauptkomponentenanalyse und Redundanzanalyse, die beide direkt mit den Abundanzen der Arten rechnen, erstellt die NMS vor der Berechnung eine Tabelle von Unähnlichkeitswerten mittels eines Ähnlichkeits-Koeffizienten (Soerensen, Jaccard). In dieser Untersuchung wurde mit dem Soerensen-Koeffizienten (SK) gerechnet.

$$SK = \frac{2c}{2c + a + b}$$

c = an beiden Untersuchungsstellen vorkommende Arten

a,b = an jeweils einer Untersuchungsstelle vorkommende Arten

Seine Werte liegen zwischen 0 und 1, wobei 0 bedeutet, dass die Stellen keine Arten gemeinsam haben und 1 eine vollständige Übereinstimmung bezeichnet.



Beispiel eines Plots einer NMS-Ordination. Achse 1 und 2 erklären zusammen 56 % der Lage der Probestellen. Typ 1 = Referenzgewässer, Typ 2 = morphologisch degradierte Gewässer. Die blauen Punkte stellen Arten dar, deren Namen man sich nach Bedarf einblenden lassen kann.

Die NMS erstellt eine Distanzmatrix der Stellen zueinander. In der NMS wird die Distanz zwischen zwei Stellen aus 1-SK errechnet. In einem mehrdimensionalen Scatterplot werden die Probestellen dann in Punktform so arrangiert, dass die Abstände zwischen den Stellen so genau wie möglich repräsentiert werden. Punkte, die nahe beieinander liegen, kennzeichnen Gewässer mit ähnlicher Fauna. Die Punkte können farblich mit Umweltparametern, Wissen, das dem Betrachter auch ohne die Artenlisten bereit stünde (Geologie, Fließgewässertyp etc.) überlagert werden. Diese ‚Layer‘ gehen nicht in die Berechnung der Distanzen ein.

# Anhang A4 – Daten der physiko-chemischen Messungen

	Datum	Temperatur [°C]	LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	pH	O <sub>2</sub> [%]	O <sub>2</sub> [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	Cl [mg/l]	GH [mmol/l]	PO <sub>4</sub> -P [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ges. PO <sub>4</sub> -P [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]
RRB_400	12.08.2003	16,1	269	7,7	98	9,2	3,1	12	1,3	20	39	2,01	<0,01	<0,04
RRB_400	25.03.2004	5,5	186	7,4	95	11,4	1,4	17	1,2	16	20	3,84	<0,01	<0,04
RRB_401	12.08.2003	16,5	173	7,7	93	8,6	1,6	10	1,0	16	23	1,31	<0,01	<0,04
RRB_401	25.03.2004	5,5	111	7,4	94	-	0,9	10	0,7	10	16	2,26	<0,01	<0,04
RRB_402	12.08.2003	19,9	214	7,6	99	8,7	1,5	14	1,0	10	16	1,85	<0,01	<0,04
RRB_402	25.03.2004	4,8	188	7,4	97	-	1,1	19	1,1	20	23	3,16	<0,01	0,16
RUB_097	17.07.2003	18,7	257	8,0	111	10,2	2,3	27	0,9	23	36	2,06	<0,01	<0,04
RUB_097	26.03.2004	5,2	205	7,7	100	-	1,6	24	1,0	26	29	4,52	<0,01	<0,04
RUB_098	17.07.2003	17,8	401	8,0	98	9,3	3,4	32	1,5	300	290	3,39	0,02	<0,04
RUB_098	26.03.2004	6,5	316	7,7	-	-	1,6	27	1,3	62	82	4,29	0,02	<0,04
RUB_101	10.07.2003	14,3	396	8,1	129	12,8	3,7	51	1,6	39	39	2,94	0,01	0,08
RUB_101	24.03.2004	5,5	306	7,4	94	11,3	0,8	54	1,1	10	20	2,94	<0,01	<0,04
RUB_102	17.07.2003	9,1	191	8,3	92	10,0	3,1	18	1,1	20	91	1,70	<0,01	<0,04
RUB_102	25.03.2004	5,8	173	7,5	103	12,2	0,5	20	1,0	13	36	2,71	<0,01	<0,04
RUB_103	17.07.2003	16,0	347	8,1	93	8,8	2,1	33	1,5	49	59	2,71	0,01	<0,04
RUB_103	25.03.2004	6,8	238	7,4	92	10,9	1,4	33	1,1	29	16	2,71	<0,01	<0,04
RUB_105	17.07.2003	13,5	290	8,1	101	10,2	3,0	19	1,4	23	62	2,26	<0,01	<0,04
RUB_105	24.03.2004	5,6	198	7,5	114	13,8	0,8	18	1,0	13	20	3,62	<0,01	<0,04
RUB_107	10.07.2003	17,8	251	8,4	141	13,0	2,8	34	1,2	111	36	2,26	0,01	<0,04
RUB_107	24.03.2004	5,1	138	7,2	-	-	0,9	17	0,8	13	3	2,26	<0,01	<0,04
RUB_108	17.07.2003	11,2	188	7,5	100	10,4	2,6	20	0,9	7	23	1,18	0,01	<0,04
RUB_108	24.03.2004	5,4	147	7,4	-	-	1,1	16	0,7	29	10	1,81	<0,01	<0,04
RUG_109	28.04.2003	11,8	129	8,8	130	13,5	1,9	16	0,9	42	59	2,49	0,02	n.n.
RUG_109	17.07.2003	12,4	236	8,3	105	10,7	3,0	15	1,1	75	121	1,85	0,05	<0,04
RUG_109	24.03.2004	5,0	169	7,4	91	11,1	0,9	17	0,9	13	13	2,24	<0,01	<0,04
RUG_109B	24.03.2004	5,1	120	7,3	-	-	1,5	14	0,8	16	23	1,58	<0,01	n.n.
RUG_115	28.04.2003	15,8	257	8,4	118	11,7	1,3	20	0,9	29	26	3,16	0,01	n.n.
RUG_115	17.07.2003	15,8	218	7,8	107	10,4	1,9	24	1,1	36	39	4,29	0,01	<0,04
RUG_115	24.03.2004	5,8	199	7,4	90	11,1	1,0	29	1,1	10	13	4,29	<0,01	n.n.
RUG_115A	24.03.2004	5,6	247	7,3	92	11,1	0,8	34	1,1	23	23	4,97	<0,01	n.n.
RUG_115B	24.03.2004	5,6	219	7,3	92	11,1	0,7	38	1,3	20	16	4,97	<0,01	n.n.
RUG_117	28.04.2003	11,0	141	8,5	146	16,1	1,7	20	0,6	23	20	1,83	0,01	n.n.
RUG_117	14.07.2003	16,8	167	7,7	100	9,4	2,1	17	0,7	16	117	1,49	0,01	<0,04
RUG_117	24.03.2004	6,3	173	7,3	-	-	1,1	30	0,9	23	26	2,49	0,02	0,08
RUG_117B	24.03.2004	5,7	174	7,2	97	11,5	0,5	18	0,9	10	16	3,62	<0,01	<0,04
RUG_119	28.04.2003	11,5	206	9,3	141	15,5	2,1	22	1,0	179	222	2,10	0,05	n.n.
RUG_119	10.07.2003	18,1	298	8,7	129	11,9	4,8	24	1,3	261	293	2,49	0,06	<0,04
RUG_119	24.03.2004	5,1	149	7,2	-	-	0,9	18	1,0	33	46	2,49	0,01	0,08
RUG_119B	24.03.2004	5,0	156	7,2	100	12,1	0,7	34	0,9	3	7	3,39	<0,01	n.n.
RUG_1213	28.04.2003	11,8	129	8,1	130	13,5	1,3	18	0,8	10	16	0,77	0,01	n.n.
RUG_122	28.04.2003	12,1	212	8,2	123	13,0	1,2	26	1,0	10	13	2,71	0,01	n.n.
RUG_122	25.03.2004	4,8	203	7,5	99	-	0,9	18	1,1	7	16	3,16	<0,01	<0,04

## Fortsetzung: Daten der physiko-chemischen Messungen

	Datum	Temp. °C	LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	pH	O <sub>2</sub> [%]	O <sub>2</sub> [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	Cl [mg/l]	GH [mmol/l]	PO <sub>4</sub> -P [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ges. PO <sub>4</sub> -P [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	NO <sub>3-N</sub> [mg/l]	NO <sub>2-N</sub> [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]
RUG_123	28.04.2003	11,1	129	7,9	120	13,1	1,6	26	0,6	20	36	1,13	0,02	n.n.
RUG_123	10.07.2003	14,7	167	7,5	122	12,0	3,4	22	0,7	23	36	1,56	<0,01	<0,04
RUG_123	24.03.2004	4,7	130	7,5	95	11,8	1,0	33	0,8	13	20	2,71	0,01	<0,04
RUG_123B	24.03.2004	5,1	147	7,4	90	11,0	0,5	28	0,8	20	42	2,49	0,02	0,08
RUG_127	28.04.2003	11,8	316	8,0	132	14,2	1,7	26	1,4	20	23	2,71	0,01	n.n.
RUG_127	25.03.2004	4,5	232	7,7	95	11,9	2,0	14	1,1	7	20	3,39	0,01	<0,04
RUG_348	28.04.2003	14,6	703	8,1	104	10,9	7,9	82	2,3	101	147	11,75	0,20	2,95
RUG_348	11.07.2003	19,9	1312	-	142	12,7	2,6	210	2,9	192	199	18,76	0,01	<0,04
RUG_348	26.03.2004	5,3	451	7,6	102	12,9	2,2	49	1,6	36	55	5,20	0,02	0,08
RUG_348B	26.03.2004	4,3	194	7,6	98	12,3	1,0	14	0,9	13	23	4,97	<0,01	<0,04
RUS_131	06.08.2003	20,5	447	8,1	111	10,1	0,7	32	1,6	85	101	1,47	<0,01	<0,04
RUS_131	26.03.2004	5,7	293	7,8	105	11,2	1,2	23	1,2	26	33	4,75	0,01	n.n.
RUS_141	06.08.2003	17,9	245	8,0	101	9,5	1,5	25	0,9	33	42	2,71	<0,01	<0,04
RUS_141	26.03.2004	4,9	197	7,8	-	-	1,7	24	0,9	10	26	4,75	0,01	<0,04
RUS_143	25.03.2004	4,6	168	7,4	104	12,8	1,3	16	0,9	10	33	2,12	<0,01	<0,04
RUS_152	11.07.2003	18,6	961	-	159	14,6	3,2	138	2,3	23	46	7,91	0,01	<0,04
RUS_152	26.03.2004	5,4	464	7,7	111	13,8	1,7	40	1,7	26	62	4,75	0,02	0,04
RUS_362	21.07.2003	18,2	275	8,2	106	10,0	2,0	22	1,1	23	36	2,71	0,03	<0,04
RUS_362	24.03.2004	5,9	201	7,3	94	11,6	1,6	25	1,1	26		3,62	0,02	<0,04
MGU_024	04.09.2003	16,9	758	8,6	123	11,7	-	154	11,4	7	23	3,16	<0,01	n.n.
MGU_024	06.01.2004	0,4	995	7,5	-	-	-	190	2,1	<3	16	4,75	0,02	<0,04
MGU_112	04.09.2003	13,2	234	9,8	97	9,8	-	32	5,6	26	59	3,16	<0,01	n.n.
MGU_112	06.01.2004	0,2	238	7,6	101	14,1	-	28	1,1	29	49	3,39	0,01	<0,04
MGU_197	05.09.2003	13,7	360	7,5	100	10,2	-	38	6,8	140	156	3,39	0,01	n.n.
MGU_197	06.01.2004	2,3	400	7,3	-	-	-	40	1,6	78	108	2,71	0,02	<0,04
MKU_062	04.09.2003	16,5	478	7,4	85	7,9	-	72	9,8	23	91	5,65	0,02	n.n.
MKU_062	06.01.2004	11,0	717	7,2	81	8,5	-	136	2,4	n.n.	29	7,68	0,12	<0,04
MKU_106	06.09.2003	15,3	322	7,8	100	9,8	-	37	7,2	16	75	3,16	0,02	0,08
MKU_106	08.01.2004	0,2	330	7,1	104	14,9	-	40	1,4	16	46	5,88	0,02	<0,04
MKU_114	04.09.2003	12,7	242	7,7	97	9,8	-	17	6,0	62	52	6,55	0,02	n.n.
MKU_114	06.01.2004	0,2	266	7,6	99	13,7	-	24	1,2	98	153	7,23	0,02	<0,04
MKU_157	04.09.2003	14,6	364	9,3	134	13,2	-	38	8,7	258	248	6,78	0,09	0,04
MKU_157	06.01.2004	0,8	495	7,2	-	-	-	52	1,9	326	342	7,23	0,03	<0,04
MKU_193	05.09.2003	11,6	418	7,7	87	9,2	-	43	9,0	49	59	5,42	0,02	0,11655
MKU_193	06.01.2004	0,8	446	7,5	-	-	-	50	2,0	62	101	6,10	0,03	<0,04

## **Anhang A5 - Ausführlicher Erhebungsbogen nach dem Muster des AQEM-,siteprotocol' für die Untersuchungsgewässer – Teil 1**

Kürzel	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_106	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUB_115	RUB_117	RUB_119	RUB_122	RUB_123	RUB_127	RUB_148	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_382	WGU_024	WGU_062	WGU_106	WGU_112	WGU_114	WGU_157	WGU_193	WGU_197	
Name	Selbbecke	Elbsche	Vöhr	Rairach	Nette	Linnep	Veilschle	Linne	Linne	Nährer Bach	Oeser	Veilschle	Elpe	Olpe	Henne	Ose	Deilbach	Ennepe	Ruhr	Honne	Linne	Freiberger Mulde	Münzbach	Ornitzer Wasser	Freiberger Mulde	Chemnitz Bach	Pelzbach	Heilzbach	Zschopau	
Zustand (U =urban, R=Referenz)	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U	
FG Typ	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
Entfernung von der Quelle [km]	4	8	2	6	8	8	10	8	21	9	15	15	18	8	22	19	19	31	20	28	84	49	10	2	24	8	3	4	69	
Höhe über NN [m]	135	87	395	390	215	314	310	484	370	163	220	257	309	335	262	146	65	160	335	144	185	320	420	320	460	520	340	390	280	
Einzugsgebiet [km²]	185	177	42	82	137	142	238	144	806	233	561	389	339	341	969	637	1091	1161	1458	2412	11309	3078	150	673	795	337	91	114	951	
bodenständiger Laubwald [%]	12	11	0	14	27	0	7	8	14	17	5	7	20	0	4	13	13	5	13	12	6	0	0	0	1	0	0	0	0	
bodenständiger Laubmischwald [%]	38	10	20	19	43	37	35	6	13	29	28	36	24	58	30	23	7	24	21	20	24	0	0	0	2	0	0	0	1	
Feuchtgebiet (Sumpf) [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
offenes Gras-/ Buschland [%]	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
Stillgewässer [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
nicht bodenständiger Wald [%]	13	0	0	28	4	31	28	55	38	18	34	32	18	10	13	25	0	3	31	16	30	22	8	25	33	12	2	8	30	
Ackerfläche [%]	22	53	7	4	1	3	8	4	5	10	4	9	32	2	25	7	27	45	19	23	9	62	77	72	37	82	91	80	57	
Weideland [%]	10	8	9	12	1	23	12	14	22	19	3	9	5	10	16	14	24	11	9	13	12	2	0	0	5	0	0	0	3	
forstwirtschaftlicher Kahlschlag [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bebauung (Wohngebiet) [%]	2	5	39	0	14	0	5	2	4	1	6	4	0	2	1	16	11	10	4	9	6	7	15	3	4	6	7	12	9	
Bebauung (Industrie) [%]	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
Beschattung durch Laub bei Sonnenhöchststand [%]	1	10	100	90	20	40	5	10	80	1	30	0	5	30	0	30	80	70	30	20	0	0	20	1	0	0	20	0	0	
durchschnittliche Breite des Ufergehölzes [m] links	0	0	4	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	2	1	0	0	4	3	0	0	2	0	3
durchschnittliche Breite des Ufergehölzes [m] rechts	6	0	3	2	0	2	0	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	5	6	2	2	8	0	0	0	0	0	2	0	0
Bedeckung des Ufers mit Gehölzen links [%]	0	0	100	0	0	10	10	0	50	0	0	0	10	0	0	0	100	0	10	10	0	0	100	100	0	50	0	50	0	50
Bedeckung des Ufers mit Gehölzen rechts [%]	80	0	80	100	0	50	0	0	80	0	50	0	0	0	0	0	100	100	100	50	100	0	0	0	0	0	50	0	0	0
keine Uferbefestigung links	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
keine Uferbefestigung rechts	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
hydropetric sites	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
megalthal >40cm	100	100	0	5	10	1	5	1	5	100	1	10	1	30	0	80	1	0	5	100	5	20	0	0	1	50	70	1	1	1
macrolithal >20cm bis 40cm	0	0	5	5	30	15	15	5	5	0	30	20	10	40	10	5	5	1	40	0	35	30	0	0	5	20	0	5	5	
mesolithal >6cm bis 20cm	0	0	5	10	15	35	20	45	20	0	50	40	10	20	40	5	50	80	10	0	40	20	0	20	20	1	0	10	40	
microlithal >2cm bis 6cm	0	0	30	10	15	30	40	45	20	0	15	15	40	5	30	5	30	15	5	0	10	15	0	30	40	10	0	20	35	
akal >0.2cm bis 2cm	0	0	40	35	20	20	10	0	25	0	5	5	20	5	20	5	10	5	10	0	10	10	0	40	20	10	0	55	10	
psammal/psammopel	0	0	20	30	10	0	10	5	25	0	1	10	20	0	0	1	5	1	30	0	1	5	20	10	10	10	30	10	10	
argyllal <6µm	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	5	1	0	0	0	0
phytal	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Algen	1	0	5	0	0	0	5	0	5	0	25	90	5	10	20	80	10	20	0	0	0	30	0	0	0	30	70	0	1	1
untergetauchte Makrophyten	30	70	0	0	1	0	0	0	0	55	1	0	5	0	50	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
emergierende Makrophyten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
lebende Teile terrestrischer Pflanzen	0	0	5	15	0	0	0	5	5	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
xylal	0	0	0	0	0	5	0	1	1	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CPOM	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FPOM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abwasserbakterien	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
organischer Schlamm	0	10	30	5	0	30	15	0	90	0	5	0	80	40	0	0	90	40	0	100	0	0	0	100	0	0	0	30	70	70
Geröll	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
durchschnittliche Flußbreite [m]	8	2	3	2	3	4	5	2	7	6	8	6	5	6	10	5	8	10	10	9	20	15	2	5	8	5	4	2	20	
pH-Wert	7,8	7,8	8,0	8,0	8,1	8,1	8,0	7,7	8,0	7,9	7,8	8,1	8,0	7,6	7,8	7,7	8,0	7,9	8,0	8,0	7,7	6,9	7,2	8,0	7,4	7,8	7,3	7,2	7,2	7,2
Leitfähigkeit [µS/cm]	237	373	333	204	312	267	217	175	214	209	171	252	247	149	272	1028	385	243	205	834	291	699	528	313	225	253	404	402	370	
Sauerstoffgehalt [mg/l]	11,3	10,7	11,2	9,9	10,3	10,7	12,7	10,7	11,1	12,0	10,1	12,1	11,0	11,7	11,0	12,5	10,8	10,8	10,8	13,2	10,4	12,2	9,3	12,5	12,0	11,7	13,1	10,8	11,3	
Sauerstoffsättigung [%]	103	96	106	93	97	97	121	99	102	109	97	115	100	108	95	125	101	99	99	130	99	111	87	100	99	96	117	92	97	
durchschnittliche Tiefe [cm]	8	13	10	13	13	13	12	15	50	8	19	18	15	17	30	17	28	18	50	75	45	32	19	27	27	16	12	13	43	
maximale Tiefe [cm]	10	20	10	34	39	23	24	34	48	13	33	48	30	30	27	35	40	50	62	67	140	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
durchschnittliche Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,9	0,7	0,4	0,5	0,5	0,4	0,6	0,5	0,5	0,7	0,7	0,5	0,5	0,5	0,8	0,9	0,4	0,7	0,9	0,4	1,1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
maximale Fließgeschwindigkeit [m/s]	1,9	0,9	0,7	0,9	0,7	0,6	0,9	0,7	0,9	0,9	1,2	1,0	0,8	0,9	1,1	1,1	1,1	0,7	1,0	1,2	0,7	2,0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	

## Anhang A5 - Ausführlicher Erhebungsbogen nach dem Muster des AQEM-,siteprotocol' für die Untersuchungsgewässer – Teil 2

Kürzel	REF_RUR	RRB_400	RRB_401	RRB_402	RUG_109B	RUG_115A	RUG_115B	RUG_117B	RUG_119B	RUG_123B	RUG_348B	REB_WEI	REB_KAL	REB_PAL	REB_ELB	REB_RIE	REB_LAA	REB_LIN	REB_ORK	REG_PRUE	REG_SNM	REG_AHR	REG_EDE	REG_ORK
Name	Rur	Linnepe	Waldbach	Elpe	Linne	Nahmer	Nahmer	Grüne	Weischede	Olpe	Öse	Weisse Weihe	Kall	Palme	Elbrighäuser Bach	Riedgraben	Laasphe	Linspiter Bach	Orke	Prüm	Nims	Ahr	Eder	Orke
Zustand (U =urban, R=Referenz)	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
FG Typ	9	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	9	9	9	9	9
Entfernung von der Quelle [km]	24	5	5	10	6	4	6	5	2	4	5	5	8	5	6	5	4	6	11	39	44	54	78	31
Höhe über NN [m]	360	400	500	650	690	259	259	457	503	460	348	300	450	455	380	385	375	392	400	315	245	156	280	280
Einzugsgebiet [km²]	154	59	99	192	43	74	101	62	23	63	105	11	17	10	13	7	15	13	27	287	222	750	524	289
bodenständiger Laubwald [%]	0	0	8	12	7	5	7	0	0	1	12	12	0	9	69	65	40	30	30	5	9	0	20	13
bodenständiger Laubmischwald [%]	1	16	31	19	2	21	25	35	79	42	34	11	0	23	28	23	6	0	0	17	15	0	8	19
Feuchtgebiet (Sumpf) [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
offenes Gras-/ Buschland [%]	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stillgewässer [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
nicht bodenständiger Wald [%]	35	47	55	20	77	21	19	8	14	11	11	26	6	40	3	10	41	60	50	16	9	40	40	18
Ackerfläche [%]	0	0	0	42	0	19	15	8	0	1	17	0	0	9	0	0	0	0	0	8	16	20	7	20
Weideland [%]	55	36	5	6	12	34	34	0	0	20	26	26	86	16	0	2	12	10	10	50	43	20	16	16
forstwirtschaftlicher Kahlschlag [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bebauung (Wohngebiet) [%]	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	8	3	0	0	0	0	10	1	1	20	3	1
Bebauung (Industrie) [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ohne Kategorie [%]	3	0	1	0	0	0	0	50	8	26	0	19	0	0	0	0	0	0	0	3	7	0	6	13
Beschattung durch Laub bei Sonnenhöchststand [%]	80	100	95	100	80	80	75	60	50	90	85	80	80	80	80	80	80	20	80	0	80	20	20	80
durchschnittliche Breite des Ufergehölzes [m] links	50	100	5	50	100	10	10	5	5	10	100	60	3	20	30	4	3	0	3	0	2	20	20	5
durchschnittliche Breite des Ufergehölzes [m] rechts	50	4	20	20	5	100	100	5	5	20	10	100	3	3	5	5	3	0	3	0	2	20	20	20
Bedeckung des Ufers mit Gehölzen links [%]	100	100	100	80	100	100	80	50	50	50	100	100	80	50	70	100	90	10	90	50	90	100	50	100
Bedeckung des Ufers mit Gehölzen rechts [%]	100	100	100	100	20	90	80	50	50	50	50	100	40	100	100	100	90	10	90	30	90	100	80	100
keine Uferbefestigung links	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	60	90	90	100	100	100	100	100	100	100	80	0
keine Uferbefestigung rechts	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	90	80	100	100	90	100	100	70	90	100	90	100
hygropetric sites	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	1	1	1	1
megalithal >40cm	10	1	0	10	0	5	5	0	0	0	0	0	30	5	1	0	5	0	1	1	1	1	30	20
macrolithal >20cm bis 40cm	10	5	1	10	0	15	10	1	5	5	5	5	25	20	35	5	25	0	35	0	1	30	20	80
mesolithal >6cm bis 20cm	80	25	35	20	40	25	45	5	20	15	50	45	25	40	40	40	45	50	35	100	85	70	50	0
microlithal >2cm bis 6cm	0	25	35	20	40	25	30	50	30	25	30	40	10	25	20	15	25	45	15	0	0	1	0	0
akal >0.2cm bis 2cm	0	40	30	25	15	25	5	20	25	25	10	5	5	10	5	15	0	5	10	0	0	1	0	0
psammal/psammopelal	0	1	1	10	5	5	5	25	20	20	5	5	5	0	0	15	0	1	5	0	10	1	1	1
argyllal <6µm	0	5	1	5	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0
phytal	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	10	
Algen	1	0	0	0	0	1	1	0	1	15	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
untergetauchte Makrophyten	0	0	1	30	5	5	5	0	0	1	0	0	5	1	1	1	1	0	0	0	1	0	10	0
emergierende Makrophyten	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
lebende Teile terrestrischer Pflanzen	1	10	1	0	5	1	1	0	1	10	5	1	5	5	5	1	1	0	0	1	1	1	1	0
xylal	1	5	5	5	20	15	25	15	10	15	25	5	1	0	1	5	5	0	10	0	5	1	1	1
CPOM	0	5	5	10	1	1	0	1	1	1	5	0	1	1	1	10	1	0	0	0	1	0	1	0
FPOM	1	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	10	1	0	1
Abwasserbakterien	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
organischer Schlamm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Geröll	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
durchschnittliche Flußbreite [m]	40	3	4	6	5	5	5	3	2	5	4	3	4	3	2	4	2	1	5	17	25,0	22,0	20,0	10,0
pH-Wert	8	8	8	8	8	8	8	8	8	7	8	6	7	8	8	7	8	7	8	8	8	8	8	8
Leitfähigkeit [µS/cm]	117	225	127	192	138	375	292	232	222	137	224	173	185	231	174	135	150	149	160	196	440,0	372,0	208,0	319,0
Sauerstoffgehalt [mg/l]	14,0	11,9	12,3	11,6	11,6	13,0	13,4	9,7	11,7	11,2	13,0	11,6	10,4	10,4	9,5	9,1	10,4	8,9	8,8	9,4	9,5	9,7	10,3	10,5
Sauerstoffsättigung [%]	108	104	107	101	100	113	114	89	99	98	114	122	110	110	98	98	110	90	88	93	104	95	103	102
durchschnittliche Tiefe [cm]	26	14	17	21	14	15	11	15	15	25	16	12	12	10	22	15	k.A.	10	12	47	24	26	26	25
maximale Tiefe [cm]	50	28	24	31	21	26	17	24	23	60	24	27	32	27	51	46	k.A.	18	31	65	45,0	65,0	50,0	60,0
durchschnittliche Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,9	0,4	0,5	0,6	0,3	0,5	0,6	0,4	0,3	0,3	0,5	0,2	0,4	0,3	0,2	0,1	k.A.	0,2	0,3	0,5	0,6	0,7	0,4	0,3
maximale Fließgeschwindigkeit [m/s]	1,4	0,7	0,8	1,1	0,6	0,7	1,0	0,8	0,7	0,7	1,0	0,6	1,1	0,8	0,7	0,4	k.A.	0,6	1,0	0,9	1,3	1,3	1,3	0,6



## Anhang A6 – Ergebnisse der Strukturkartierung (funktionale Einheiten)

Probestellen-Code	Gesamtbewertung	Sohle										Ufer															Land							
		Lauf- entwicklung			Längsprofil			Sohlen- struktur			Gesamt Sohle	Querprofil				Uferstruktur								Gesamt Ufer links	Gesamt Ufer rechts	Gesamt Ufer	Gewässerumfeld							
		Krümmung	Beweglichkeit	Laufentwicklung	natürliche Längsprofil- elemente	anthropogene Wander- barrieren	Längsprofil	Art/Verteilung der Sub- strate	Sohlverbau	Sohlenstruktur		Profiltiefe	Breitenentwicklung	Profilform	Querprofil	naturraumtyp. Auspräg. d. Ufers links	naturraumtyp. Auspräg. d. Ufers rechts	naturraumtyp. Bewuchs links	naturraumtyp. Bewuchs rechts	Uferverbau links	Uferverbau rechts	Uferstruktur links	Uferstruktur rechts				Uferstruktur	Gewässerrandstreifen links	Gewässerrandstreifen rechts	Vorland links	Vorland rechts	Umfeld links	Umfeld rechts	Gewässerumfeld
		Ruhr - Urbanisation																																
RUB_097	7	5	7	6	7	1	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	4	7	4	7	4	6
RUB_098	7	5	7	6	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	5	5	5	5	5	5	5
RUB_101	7	7	7	7	6	0	6	5	0	5	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	7	7	7
RUB_102	5	6	7	7	5	0	5	4	0	4	5	6	7	6	6	5	5	4	4	6	6	5	5	5	6	6	6	5	5	5	4	5	5	5
RUB_103	6	6	7	7	6	0	6	4	0	4	6	6	7	7	7	6	7	5	7	6	7	6	7	6	7	7	7	3	7	3	6	3	7	5
RUB_105	5	6	7	7	4	0	4	3	0	3	5	5	6	6	6	6	5	6	5	6	6	6	5	6	6	6	6	6	5	5	6	6	6	6
RUB_107	6	7	7	7	6	0	6	4	0	4	6	6	7	7	7	6	6	6	7	6	7	6	7	6	7	7	7	6	7	5	6	6	7	6
RUB_108	6	6	7	7	5	1	6	4	0	4	6	6	6	7	6	5	5	4	4	6	6	5	5	5	6	6	6	7	7	6	5	7	6	6
RUG_109	5	6	6	6	6	0	6	5	0	5	6	3	5	3	4	4	6	3	3	3	6	4	5	4	4	5	5	4	3	4	4	4	4	4
RUG_115	7	7	7	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	7	7	7	7
RUG_117	5	4	7	6	3	0	3	3	0	3	4	4	7	7	6	7	5	7	5	7	7	7	6	6	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7
RUG_119	7	7	7	7	6	0	6	5	0	5	6	7	7	7	7	6	7	5	7	7	7	6	7	7	7	7	7	6	7	6	6	6	7	6
RUG_122	6	6	7	7	5	0	5	4	0	4	5	3	7	5	5	4	6	6	7	3	4	5	7	6	5	6	6	6	7	4	4	5	6	5
RUG_123	7	7	7	7	6	0	6	6	6	6	6	6	7	7	7	6	6	5	6	6	7	6	6	6	7	7	7	6	7	7	7	7	7	7
RUG_127	6	7	7	7	6	0	6	4	0	4	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	7	7	7
RUG_348	7	7	7	7	7	0	7	6	6	6	7	6	7	7	7	7	7	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	5	7	7	7	6	7	7
RUS_131	6	7	7	7	5	0	5	5	0	5	6	5	7	7	6	7	7	3	3	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
RUS_141	6	7	7	7	6	0	6	6	0	6	6	4	7	6	6	7	4	7	4	7	0	7	4	6	7	5	6	7	3	7	4	7	4	5
RUS_143	6	7	7	7	6	0	6	5	4	5	6	7	7	7	7	6	6	5	5	6	6	6	6	6	7	7	7	5	5	5	5	5	5	5
RUS_152	6	7	7	7	7	0	7	7	5	7	7	2	7	7	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5	6	6	6	6	6	6
RUS_362	6	6	6	6	5	0	5	4	0	4	5	6	6	6	6	7	5	7	5	7	4	7	5	6	7	6	7	7	5	6	6	7	6	6

Probestellen-Code	Gesamtbewertung	Sohle										Ufer															Land							
		Lauf- entwicklung			Längsprofil			Sohlen- struktur		Gesamt Sohle	Querprofil				Uferstruktur								Gesamt Ufer links	Gesamt Ufer rechts	Gesamt Ufer	Gewässerumfeld								
		Krümmung	Beweglichkeit	Laufentwicklung	natürliche Längsprofil- elemente	anthropogene Wander- barrieren	Längsprofil	Art/Verteilung der Sub- strate	Sohlverbau		Sohlenstruktur	Profiltiefe	Breitenentwicklung	Profilform	Querprofil	naturreaumtyp. Auspräg. d. Ufers links	naturreaumtyp. Auspräg. d. Ufers rechts	naturreaumtyp. Bewuchs links	naturreaumtyp. Bewuchs rechts	Uferverbau links	Uferverbau rechts	Uferstruktur links				Uferstruktur rechts	Uferstruktur	Gewässerrandstreifen links	Gewässerrandstreifen rechts	Vorland links	Vorland rechts	Umfeld links	Umfeld rechts	Gewässerumfeld
Mulde																																		
MGU_024	6	6	7	7	5	0	5	5	0	5	6	5	7	7	6	7	5	7	5	7	4	7	5	6	7	6	7	5	5	5	5	5	5	5
MGU_112	6	6	7	7	3	0	3	5	0	5	5	5	7	7	6	6	5	7	7	7	5	7	6	6	7	6	7	7	7	6	5	7	6	6
MGU_197	6	6	7	7	6	0	6	5	3	5	6	4	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	6	6	6	6	6
MKU_062	6	7	7	7	7	0	7	5	0	5	6	7	7	7	7	6	6	5	6	0	0	6	6	6	7	7	7	5	3	6	6	6	5	5
MKU_106	7	7	7	7	7	0	7	6	7	7	7	7	7	7	7	6	7	5	7	5	7	6	7	6	7	7	7	5	7	6	7	6	7	6
MKU_114	7	6	7	7	7	0	7	6	6	6	7	5	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	5	5	6	6	6
MKU_157	6	6	7	7	7	0	7	7	6	7	7	3	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	4	4	5	5	5
MKU_193	7	7	7	7	6	0	6	6	0	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	5	5	6	6	6
Referenzen																																		
RRB_400	3	2	5	4	2	0	2	2	0	2	3	4	6	3	4	3	3	2	4	0	0	3	4	3	3	4	4	1	5	2	3	2	4	3
RRB_401	3	3	3	3	2	0	2	2	0	2	2	3	2	2	2	3	2	4	2	0	0	4	2	3	3	2	3	4	3	3	2	4	3	3
RRB_402	2	2	3	3	2	0	2	2	0	2	2	3	2	3	3	2	2	1	2	0	0	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	1	2	1
Rur (Eifel)	1	1	1	1	1	0	1	2	0	2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	0	0	2	2	2	1	1	1	1	1	2	3	2	2	2

# Anhang A7 – Artenlisten des Makrozoobenthos in Ind./m<sup>2</sup>

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Jahreszeit H=Herbst S=Sommer W=Winter	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	H02	W03	W03	W03	W03	W03	W03	W03	W03
Tricladida non det.	1	2	3	2	0	4	0	0	0	2	1	0	0	0	4	2	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	1	0
Nematoda non det.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bythinella dunkeri (VON FRAUENFELD)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum (GRAY)	14	16	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Galba truncatula (O.F. MÜLLER)	2	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix balthica (LINNAEUS)	0	0	2	0	2	3	0	0	3	0	0	0	0	124	2	1	1	8	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix labiata (ROSSMÄSSLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae non det	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyraulus spec.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER	1	0	5	4	6	2	5	8	14	0	2	4	9	14	0	0	3	5	11	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Physella acuta (DRAPARNAUD)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium spec.	0	3	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus CLAPAREDE	0	0	1	19	0	22	3	0	0	0	0	34	0	1	3	0	8	2	6	0	22	0	0	0	0	0	0	0	5
Haplotaxis gordioides (HARTMANN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae non det.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	15	0	1	0	0	2	0	4	14	0	0	0	0	15	0	0	0	2
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)	0	1	7	3	0	10	6	0	4	0	36	0	0	1	2	0	0	9	2	0	2	0	0	1	1	1	0	0	2
Lumbricidae non det.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta non det.	0	2	9	10	1	8	6	0	10	0	0	14	0	1	2	1	2	2	14	3	18	2	0	0	50	5	2	1	9
Glossiphonia complanata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alboglossophonia heteroclita (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

[illegible]

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Baetis rhodani PICTET	28	72	2	2	1	4	0	22	0	5	1	2	30	2	32	46	6	14	42	2	8	1047	70	89	0	56	102	110	227
Baetis scambus EATON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spec.	2	44	1	1	1	1	6	9	0	10	1	1	1	2	6	1	1	5	5	1	1	310	16	34	0	18	46	61	37
Centroptilum luteolum (MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae non det.	10	9	1	4	1	1	1	61	1	2	6	2	6	1	6	1	2	1	28	2	5	1	1	1	0	1	2	1	1
Ecdyonurus venosus - Gruppe	0	0	2	2	0	6	2	1	0	0	11	1	13	14	1	0	7	16	3	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
Electrogena spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epeorus assimilis EATON	1	0	0	2	1	3	0	18	0	1	68	0	6	0	0	1	0	0	1	0	4	1	8	0	0	0	0	0	0
Rhithrogena semicolorata Gr.	0	0	0	4	0	2	2	166	0	0	8	0	0	0	2	0	0	0	9	0	0	2	16	11	0	1	14	0	0
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	1	0	0	1	1	53	14	42	0	2	4	11	0	1	0	0	16	9	23	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia lauta EATON	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebia spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	2	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3	2	1	0
Leptophlebiidae non det.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0
Ephemera danica MÜLLER	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	10	0	0	6	0	1	0	0	1	0	0	0	9	0	0	0
Potamanthus luteus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella mucronata (BENGTTSSON)	0	0	0	9	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Serratella ignita (PODA)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Torleya major Klapálek	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	2	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis horaria (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis luctuosa/macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis pseudorivulorum/beskidensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis rivulorum EATON	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	13	62	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	21	0	0	0	0	1	0	4	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
Calopteryx virgo (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Platycnemis pennipes (PALLAS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ischnura elegans (VAN DER LINDEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Enallagma cyathigerum (CHARPENTIER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Zygoptera non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cordulegaster boltoni (DONOVAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Orthetrum cancellatum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diura bicaudata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Periodes microcephalus PICTET	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0
Periodes spec.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isoperla spec.	1	0	0	0	0	1	3	17	1	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	13	0	0	0	0	11	0	0
Dinocras cephalotes (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perla marginata (PANZER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonoperla spec.	0	0	0	8	0	3	3	16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx hubaulti AUBERT	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphinemura spec.	1	0	0	2	0	1	0	115	0	1	6	0	16	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Protonemura spec.	3	0	0	1	0	0	1	8	0	1	2	0	28	0	2	0	0	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Nemurella pictetii Klapálek	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemoura/Nemourella sp.	2	0	29	3	0	15	6	21	0	18	4	0	4	4	2	0	0	3	0	0	2	0	1	0	0	1	2	0	1	0
Leuctra braueri KEMPNY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra geniculata (STEPHENS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra nigra (OLIVIER)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra spec.	2	0	3	104	0	67	9	67	6	1	46	0	19	2	4	0	0	2	11	0	2	0	2	0	0	0	26	0	0	0
Notonectidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera non det	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Sialis fuliginosa</i> PICTET.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Sialis lutaria</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	13	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	
<i>Sialis spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Orectochilus villosus</i> (MÜLLER) Lv.	0	2	0	0	0	0	2	0	0	1	4	0	0	0	0	0	4	2	2	3	1	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Brychius elevatus</i> (PANZER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Haliphus spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Haliphus sp. Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oreodytes sanmarki</i> (SAHLBERG) Ad.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Deronectes latus</i> (STEPHENS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
<i>Hydroporinae non det. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Lv.	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	3	3	7	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Agabus spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ilybius spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helophorus spec. Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anacaena globulus</i> (PAYKULL) Ad..	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Laccobius spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Hydraena belgica</i> D'ORCHYMONT Ad.	0	1	0	6	0	2	0	9	0	2	14	0	0	1	0	0	3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena gracilis</i> GERMAR Ad.	0	3	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena reyi</i> KUWERT Ad.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena spec. Ad.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Elodes spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Elmis maugetii/aenea</i> Ad.	1	2	1	3	0	0	2	5	0	3	0	0	0	6	1	1	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Elmis spec. Lv.</i>	3	21	1	15	0	2	2	2	0	9	1	3	2	2	0	2	2	4	13	2	2	0	0	1	0	20	0	0	
<i>Elmis spec. Ad.</i>	1	0	0	0	0	0	1	2	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	1	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius perrisi</i> (DUFOR) Ad.	0	1	0	2	0	2	0	1	0	0	0	1	2	2	2	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius volckmari</i> (PANZER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius spec.</i> Lv.	0	4	14	77	0	15	3	2	0	0	9	3	22	4	10	1	4	14	6	1	0	1	2	0	0	2	1	0	0
<i>Rhyacophila s.str.</i>	6	10	3	6	25	4	2	13	0	18	27	4	5	5	12	22	3	42	6	2	7	4	4	5	0	5	6	0	15
<i>Rhyacophila tristis</i> PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Glossosoma spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hydroptila spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philopotamus ludificatus</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philopotamus montanus</i> (DONOVAN)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Hydropsyche dinarica</i> MARINKOVIC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche exocellata</i> DUFOR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche incognita</i> PITSCH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	13	1	0	2	1	13	18	2	1	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Hydropsyche siltalai</i> DÖHLER	10	2	0	1	0	0	1	2	0	110	0	1	5	2	0	0	10	71	4	1	35	1	1	2	0	10	0	0	0
<i>Hydropsyche spec.</i>	8	0	0	2	0	0	1	36	4	13	18	61	2	0	0	114	10	30	3	2	46	0	3	1	7	12	12	0	19
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (PICTET)	0	0	4	0	0	0	3	2	0	0	0	9	6	0	0	2	0	5	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0



	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
Polycentropus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyrnus trimaculatus (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae non det.	2	1	3	0	0	0	1	4	0	0	0	3	4	0	0	1	1	5	38	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lype reducta (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes rostocki McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes waeneri (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Psychomyiidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micrasema longulum McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micrasema minimum McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus (STEPHENS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecclisopteryx dalecarlica KOLENATI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anomalopterygella chauviniana (STEIN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamophylax cin./lat./luc. Gr.	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Halesus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Micropterna sequax/lateralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydatophylax infumatus (McLACHLAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx villosa/fusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae non det.	1	0	0	6	0	0	0	12	0	2	0	0	3	0	2	0	0	0	2	0	1	1	3	0	0	6	10	2	0	0
Goera pilosa (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo nigricornis (PICTET)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes (FABRICIUS)	0	8	0	0	0	1	0	13	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo piceus (BRAUER)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	2	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)	26	1	0	0	0	0	2	2	19	3	1	10	15	0	0	0	23	51	6	1	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUB_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Lasiocephala basalis</i> (KOLENATI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Athripsodes albifrons</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes bilineatus</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Athripsodes cinereus</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceraclea spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adicella reducta</i> (McLACHLAN)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecetis spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides azurea</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	31	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma flavicorne / personatum</i>	0	0	1	2	0	7	6	42	0	1	3	2	4	5	0	5	6	13	2	2	0	2	0	0	0	0	3	0	1
<i>Oecismus monedula</i> (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontocerum albicorne</i> (SCOPOLI)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychoptera spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dixidae non det.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypodinae non det.</i>	6	1	10	2	0	2	6	1	3	0	0	6	6	3	0	2	0	2	6	4	0	0	0	0	11	5	8	10	4
<i>Prodiamesa spec.</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	83	7	2	0	0
<i>Orthoclaadiinae non det.</i>	18	127	48	7	3	4	18	10	2	19	9	11	2	2	8	4	1	38	2	3	15	3	66	16	2	16	86	222	164
<i>Chironomus plumosus</i> Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus thummi</i> Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Tanytarsini non det.</i>	6	1	2	2	0	2	6	7	0	0	1	2	2	0	0	5	0	4	9	2	7	3	1	4	0	1	10	18	6
<i>Chironomini non det.</i>	0	2	1	0	0	0	2	0	22	1	0	71	0	2	0	0	6	1	50	2	1	1	0	0	14	0	0	0	0
<i>Chironomidae non det.</i>	2	0	0	1	9	0	2	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	9	0
<i>Prosimulium spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	1	14	4	0	0	1	0	3	0	10	3	1	0	0	0	34	0	0	0	2	6	3	137	9	0	19	260	39	27
<i>Simulium spec.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceratopogonidae non det.</i>	1	0	0	0	0	0	34	0	20	0	0	14	1	0	0	11	5	17	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0

[illegible]

Fortsetzung: Artenlisten des Makrozoobenthos in Ind./m<sup>2</sup>

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Jahreszeit H=Herbst S=Sommer W=Winter	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03	S03
Tricladida non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	12	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	1	0	0	0
Nematoda non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bythinella dunkeri (VON FRAUENFELD)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum (GRAY)	1	50	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata (LINNAEUS)	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Galba truncatula (O.F. MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix balthica (LINNAEUS)	0	0	2	2	1	2	1	1	1	1	0	8	0	6	1	0	1	62	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix labiata (ROSSMÄSSLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
Radix spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae non det	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anisus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	22	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Gyraulus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER	1	0	21	6	2	1	3	1	4	0	48	6	3	0	4	1	20	10	0	1	19	0	0	1	0	1	0	0	0
Physella acuta (DRAPARNAUD)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium spec.	0	0	16	0	0	0	0	2	1	0	0	2	0	2	0	10	11	6	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Stylodrilus heringianus CLAPAREDE	0	0	0	8	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	7	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Haplotaxis gordioides (HARTMANN)	0	0	0	13	0	0	0	3	4	0	1	3	1	0	1	0	0	0	1	0	8	1	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae non det.	0	1	2	10	0	0	1	0	2	0	0	4	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	26	0	0
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)	0	0	12	13	0	1	0	9	5	0	87	1	0	0	0	0	3	7	2	0	13	0	0	0	2	0	2	0	0
Lumbricidae non det.	1	0	4	2	1	1	0	2	3	0	10	1	0	0	0	1	0	2	0	0	2	1	0	0	0	0	2	0	3
Oligochaeta non det.	0	1	98	24	0	0	5	1	12	6	1	124	1	3	5	0	51	8	2	4	98	0	1	0	0	2	22	0	0
Glossiphonia complanata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Alboglossophonia heteroclita (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Glossiphoniidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Piscicola geometra (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	6	0	2	0	3	1	0	0	1	1	0	0	6	10
Erpobdella testacea (SAVIGNY)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella vilnensis (LISKIEWICS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdellidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Asellus aquaticus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	10	0	11	1	0	1	0	0	0	0	0	0	16	2
Proasellus coxalis (DOLLFUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus fossarum KOCH	5	73	6	12	2	6	0	6	0	16	2	4	0	6	44	17	7	3	2	11	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex (LINNAEUS)	0	8	0	0	0	1	0	0	0	24	0	1	0	0	54	37	6	0	0	6	14	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus roeseli (GERVAIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus spec.	13	173	22	51	1	14	0	6	0	1	0	5	0	13	364	44	26	8	19	1	48	0	0	0	0	2	0	0	0
Echinogammarus berilloni (CATTI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Echinogammarus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammaridae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	169	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Niphargus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum SARS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis alpinus PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis buceratus EATON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Baetis fuscatus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	116	0	0	0	0	0	4	0	0
Baetis lutheri MÜLLER-LIEBENAU	7	0	0	0	0	0	2	0	2	0	2	3	0	0	0	3	0	2	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis macani KIMMINS	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis melanonyx PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alainites muticus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	13	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Baetis rhodani PICTET	42	288	5	61	3	98	95	111	52	1	93	101	57	2	16	51	4	55	0	0	30	10	94	0	0	0	371	0	22
Baetis scambus EATON	5	89	13	15	0	10	50	165	25	0	6	142	21	0	0	19	28	98	11	1	183	0	22	0	0	0	80	0	0
Baetis vernus CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	5	4	3	10	5	17	0	16
Baetis spec.	32	148	9	71	2	37	34	106	27	1	14	40	36	1	1	29	33	72	2	1	160	132	110	2	2	1	369	0	210
Centroptilum luteolum (MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Cloeon dipterum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae non det.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	282	102	13	1	1	373	0	180
Ecdyonurus venosus - Gruppe	0	0	1	22	0	6	7	72	3	0	50	10	38	2	4	0	6	1	2	0	6	0	1	0	0	2	0	0	0
Electrogena spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epeorus assimilis EATON	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	15	0	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhithrogena semicolorata Gr.	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	0	0	0	9	0	16	7	9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia lauta EATON	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebia spec.	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae non det.	0	0	0	6	0	31	18	14	2	0	1	29	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Ephemera danica MÜLLER	2	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	1	0	17	0	0	2	0	1	1	0	0	0	3	0	107	14	6	0
Potamanthus luteus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella mucronata (BENGTTSSON)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	102	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Serratella ignita (PODA)	440	56	266	552	23	351	56	449	604	0	246	199	190	0	0	5	8	24	225	58	138	0	0	1	0	0	1	0	0
Torleya major KŁAPÁLEK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis horaria (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis luctuosa/macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Caenis pseudorivolorum/beskidensis	1	0	0	63	0	3	20	64	4	0	1	27	0	0	0	0	0	0	24	74	12	0	0	0	0	1	0	0	0
Caenis rivulorum EATON	0	0	0	0	0	0	0	2	9	0	0	8	0	0	0	0	0	0	10	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis spec.	0	0	0	84	0	10	19	122	2	0	0	25	0	0	0	0	0	0	52	30	36	0	0	0	0	3	0	0	0

[illegible]

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
Sialis fuliginosa PICTET.	0	0	0	1	1	2	2	1	0	0	0	2	0	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	19	0	0	0	0	0
Sialis lutaria (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	4	0	0	0	1	1	6	0	0	0	6	0	0	0	0	0	
Sialis spec.	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Orectochilus villosus (MÜLLER) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	4	0	0	0	6	0	8	0	8	0	0	0	
Brychius elevatus (PANZER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Haliphus spec. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Haliphus sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oreodytes sanmarki (SAHLBERG) Ad.	0	0	0	16	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
Deronectes latus (STEPHENS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydroporinae non det. Lv.	0	0	1	73	0	2	1	4	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Platambus maculatus (LINNAEUS) Lv.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0	
Platambus maculatus (LINNAEUS) Ad.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Agabus spec. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ilybius spec. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Helophorus spec. Ad.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anacaena globulus (PAYKULL) Ad..	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Laccobius spec. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydraena belgica D'ORCHYMONT Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydraena gracilis GERMAR Ad.	2	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	
Hydraena reyi KUWERT Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydraena spec. Ad.	2	0	0	4	0	0	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0	7	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	
Elodes spec. Lv.	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	22	15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	
Elmis maugetii/aenea Ad.	17	2	0	7	1	2	0	1	0	12	2	18	1	0	6	3	9	1	2	0	2	0	0	0	0	38	0	0	0	
Elmis spec. Lv.	49	80	11	145	2	22	12	22	4	8	4	48	3	0	0	33	57	48	18	7	2	0	0	59	0	889	4	0	0	
Elmis spec. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	6	0	0	6	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Esolus angustatus (MÜLLER) Lv.	0	0	0	16	0	3	3	17	2	0	0	2	66	0	0	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	



	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	2	0	0	1	0	4	9	0	5	0	0	31	2	0	0	2	8	1	6	14	1	0	0	0	0	102	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Limnius perrisi</i> (DUFOUR) Ad.	0	2	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0
<i>Limnius volckmari</i> (PANZER) Ad.	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	2	0	1	0	6	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Limnius spec.</i> Lv.	0	8	140	193	2	19	14	14	5	0	7	10	114	55	30	9	76	10	65	29	2	2	30	0	0	514	7	0	0
<i>Rhyacophila s.str.</i>	19	14	4	17	16	30	6	5	17	2	29	29	9	1	27	14	8	37	3	1	23	16	90	1	0	6	57	0	10
<i>Rhyacophila tristis</i> PICTET	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossosoma spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroptila spec.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Philopotamus ludificatus</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Philopotamus montanus</i> (DONOVAN)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	1
<i>Hydropsyche dinarica</i> MARINKOVIC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche exocellata</i> DUFOUR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche incognita</i> PITSCH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	13	0	0	4	0	2	6	0	3	2	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche siltalai</i> DÖHLER	6	0	0	2	1	1	0	0	0	2	3	2	4	0	6	2	27	309	3	0	10	0	54	0	0	31	2	0	0
<i>Hydropsyche spec.</i>	2	0	2	10	0	2	1	8	6	0	6	8	1	0	4	5	158	90	0	0	45	74	32	41	6	338	42	1	2
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (CURTIS)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (PICTET)	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	2	2	0	0	2	0	0	3	0	0	0	4	0	1	1	0	2	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Polycentropus spec.</i>	0	0	0	0	0	3	0	7	0	0	3	2	5	1	1	1	0	1	6	0	2	14	0	2	0	0	0	0	0
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae non det.	2	0	0	0	0	2	1	5	0	0	2	3	0	0	0	3	2	5	19	0	2	106	2	1	1	0	8	0	0
<i>Psychomyia pusilla</i> (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lype reducta</i> (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinodes rostocki</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinodes waeneri</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tinodes spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyiidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micrasema longulum</i> McLACHLAN	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasema minimum</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drusus annulatus</i> (STEPHENS)	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i> KOLENATI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (STEIN)	0	0	0	10	4	4	10	10	0	0	0	6	9	3	30	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax cin./lat./luc. Gr.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halesus spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micropterna sequax/lateralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydatophylax infumatus</i> (McLACHLAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	0	0	0	2	0	1	0	7	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Limnephilidae non det.	0	0	2	0	1	0	0	6	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Goera pilosa</i> (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silo nigricornis</i> (PICTET)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silo pallipes</i> (FABRICIUS)	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	8	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Silo piceus</i> (BRAUER)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	1	0	0	1	0	2	1	0	2	0	0	0	0
<i>Lepidostoma hirtum</i> (FABRICIUS)	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	1	1	0	23	6	0	0	0	0	0	0	0	129	19	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Lasiocephala basalis</i> (KOLENATI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Athripsodes albifrons</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes bilineatus</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	5	0	1	0	25	0	0	0
<i>Athripsodes cinereus</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0
<i>Ceraclea spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adicella reducta</i> (McLACHLAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecetis spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides azurea</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	7	0	3	0	0	0	0	0	80	0	0	0
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma flavicorne / personatum</i>	2	0	5	20	0	13	2	41	0	0	9	5	1	18	2	0	5	9	2	2	1	1	1	0	0	0	282	0	0
<i>Oecismus monedula</i> (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontocerum albicorne</i> (SCOPOLI)	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychoptera spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dixidae non det.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypodinae non det.</i>	52	31	74	130	16	696	49	129	126	3	15	210	54	106	22	69	11	48	86	579	50	94	29	4	21	50	116	159	153
<i>Prodiamesa spec.</i>	1	6	54	174	32	206	82	84	74	0	7	10	0	22	0	0	10	4	45	283	0	0	0	2	50	1	0	0	4
<i>Orthocladiinae non det.</i>	325	391	361	184	264	1603	26	82	157	8	18	198	336	25	1922	37	253	566	14	177	156	1539	94	82	509	138	901	103	409
<i>Chironomus plumosus</i> Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus thummi</i> Gr.	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0
<i>Tanytarsini non det.</i>	77	30	670	761	9	622	13	196	23	4	6	362	53	14	370	55	39	63	10	1286	147	12	70	32	126	686	170	354	263
<i>Chironomini non det.</i>	2	0	6	356	3	126	66	19	526	0	0	126	10	34	0	38	3	104	62	148	4	6	2	29	82	10	10	24	69
<i>Chironomidae non det.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	0	6	0	0	0	3	0	0	0	0	0	26	0
<i>Prosimulium spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	69	38	6	26	2	6	26	114	117	115	112	112	162	106	102	222	2	58	0	0	43	2	98	0	0	21	73	0	36
<i>Simulium spec.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceratopogonidae non det.</i>	1	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0	3	1	0	1	17	0	369	1	13	0	32	20	0	0

[illegible]

Fortsetzung: Artenlisten des Makrozoobenthos in Ind./m<sup>2</sup>

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
Jahreszeit H=Herbst S=Sommer W=Winter	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	H03	W04	W04	W04	W04	W04	W04	W04	W04	
Tricladida non det.	1	1	1	2	0	2	1	1	0	0	1	0	0	0	30	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nematoda non det.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	3	
Bythinella dunkeri (VON FRAUENFELD)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamopyrgus antipodarum (GRAY)	52	70	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bithynia tentaculata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Galba truncatula (O.F. MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Radix balthica (LINNAEUS)	10	2	0	0	26	33	2	0	12	3	6	99	0	153	0	1	2	47	13	8	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Radix labiata (ROSSMÄSSLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Radix spec.	18	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	46	0	33	0	0	0	21	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
Lymnaeidae non det	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anisus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	336	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	
Gyraulus spec.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER	1	5	8	2	14	11	18	3	14	0	6	26	6	8	0	0	2	3	76	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	
Physella acuta (DRAPARNAUD)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
Pisidium spec.	1	4	5	0	0	0	3	1	3	0	1	58	0	24	0	2	14	35	14	78	2	0	0	2	0	1	0	8	3	
Stylodrilus heringianus CLAPAREDE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	1	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	
Haplotaxis gordioides (HARTMANN)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	41	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tubificidae non det.	0	0	0	2	0	0	1	0	10	0	0	18	0	2	0	0	0	0	6	60	0	0	0	0	6	0	0	0	0	
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)	3	2	8	2	0	3	6	1	2	0	33	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lumbricidae non det.	2	6	17	6	2	9	19	4	9	0	148	2	0	0	0	0	2	8	0	2	6	0	3	0	0	0	11	1	10	
Oligochaeta non det.	0	0	37	42	2	7	99	8	54	1	7	188	4	60	14	1	14	2	12	760	99	0	0	8	58	1	5	0	3	
Glossiphonia complanata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Alboglossophonia heteroclita (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	

[illegible]

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Baetis rhodani PICTET	2	8	8	2	6	10	22	6	2	0	22	2	14	0	18	65	0	7	14	2	34	5	0	0	0	23	11	0	230
Baetis scambus EATON	0	0	1	0	0	6	2	0	2	0	0	3	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spec.	1	5	5	15	1	13	18	2	2	1	27	4	1	0	26	106	0	1	14	1	23	6	0	29	0	11	3	0	250
Centroptilum luteolum (MÜLLER)	0	0	2	0	2	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae non det.	1	1	2	10	1	6	3	2	2	1	18	1	29	1	2	15	0	4	18	5	1	14	3	38	0	1	5	0	112
Ecdyonurus venosus - Gruppe	0	0	0	49	0	6	40	10	3	0	31	2	5	1	12	0	2	7	5	0	10	0	0	0	0	1	2	0	0
Electrogena spec.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epeorus assimilis EATON	0	0	0	39	0	3	4	8	0	0	72	0	6	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Rhithrogena semicolorata Gr.	0	0	0	76	0	6	4	54	0	0	3	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB	18	1	0	27	0	69	267	58	5	0	10	9	0	2	2	0	1	6	9	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia lauta EATON	0	0	0	2	0	2	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebia spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	1	0	0	4	0	1	51	1	1	0	4	0	0	0	0	0	3	2	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae non det.	2	0	0	3	0	10	29	3	2	0	2	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Ephemera danica MÜLLER	5	6	0	10	0	1	14	6	2	1	0	1	0	138	0	0	43	1	1	3	0	0	0	3	0	95	46	42	0
Potamanthus luteus (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Ephemerella mucronata (BENGTTSSON)	0	0	0	78	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Serratella ignita (PODA)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Torleya major Klapálek	0	6	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis horaria (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis luctuosa/macrura	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	9	11	6	22	1	0	0	0	0	3	0	0	0
Caenis pseudorivulorum/beskidensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis rivulorum EATON	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0
Caenis spec.	0	0	0	0	0	0	1498	1	3	0	39	2625	0	0	0	1	0	1	68	2	1500	0	0	72	0	0	0	2	6

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
Calopteryx virgo (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Platycnemis pennipes (PALLAS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ischnura elegans (VAN DER LINDEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Enallagma cyathigerum (CHARPENTIER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zygoptera non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Cordulegaster boltoni (DONOVAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthetrum cancellatum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Diura bicaudata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perlodes microcephalus PICTET	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	18	0	0
Perlodes spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isoperla spec.	0	0	0	63	0	3	1	1	1	0	1	0	5	1	1	0	0	0	1	0	0	0	2	6	0	1	88	0	0	0
Dinocras cephalotes (CURTIS)	4	0	0	2	0	0	0	1	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perla marginata (PANZER)	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonoperla spec.	0	0	0	11	0	1	14	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx hubaulti AUBERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphinemura spec.	4	0	0	5	0	0	0	3	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Protonemura spec.	14	0	0	278	0	1	1	2	0	0	2	0	51	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemurella pictetii Klapálek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemoura/Nemourella sp.	3	0	20	14	0	11	25	10	0	2	2	1	2	1	0	0	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Leuctra braueri KEMPNY	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra geniculata (STEPHENS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra nigra (OLIVIER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra spec.	8	0	2	218	1	53	50	22	2	0	22	0	2	2	42	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	357	0	0
Notonectidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera non det	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193	
<i>Sialis fuliginosa</i> PICTET.	0	0	0	2	0	2	2	2	2	0	0	0	1	10	0	0	0	2	6	1	0	0	0	0	16	0	0	0	0	
<i>Sialis lutaria</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	
<i>Sialis spec.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Orectochilus villosus</i> (MÜLLER) Lv.	6	19	0	0	0	0	59	0	0	2	66	8	0	1	0	0	5	14	4	1	1	1	0	22	0	2	0	0	0	
<i>Brychius elevatus</i> (PANZER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Haliphus spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Haliphus sp. Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oreodytes sanmarki</i> (SAHLBERG) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Deronectes latus</i> (STEPHENS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydroporinae non det. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Lv.	0	0	0	11	1	0	2	1	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	5	13	0	0	0	0	3	0	0	3	3	
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Agabus spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ilybius spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helophorus spec. Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anacaena globulus</i> (PAYKULL) Ad..	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Laccobius spec. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena belgica</i> D'ORCHYMONT Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena gracilis</i> GERMAR Ad.	1	1	0	2	0	0	4	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Hydraena reyi</i> KUWERT Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydraena spec. Ad.</i>	2	5	0	3	0	0	4	1	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	
<i>Elodes spec. Lv.</i>	0	0	0	82	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Elmis maugetii/aenea</i> Ad.	14	0	1	11	1	0	45	1	0	9	1	3	14	8	0	2	2	0	2	3	2	0	0	3	0	0	2	0	0	
<i>Elmis spec. Lv.</i>	394	129	12	2	18	18	222	5	17	96	118	113	65	126	8	177	58	147	42	82	122	0	0	310	0	22	14	0	3	
<i>Elmis spec. Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	0	1	0	8	1	16	0	2	3	0	311	1	5	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Esolus angustatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	2	0	0	2	7	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	23	4	0	1	0	4	169	0	26	2	10	78	13	100	0	46	8	3	35	76	6	0	0	0	0	38	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	1	0	2	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Limnius perrisi</i> (DUFOUR) Ad.	0	0	1	2	0	0	2	0	0	2	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius volckmari</i> (PANZER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	2	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius spec.</i> Lv.	0	13	182	70	14	54	20	10	1	1	86	12	260	91	55	10	35	46	27	2	2	2	0	0	0	13	6	0	0
<i>Rhyacophila s.str.</i>	13	14	5	13	20	19	23	4	7	10	19	7	2	0	52	12	2	19	1	2	38	18	0	3	0	6	62	0	6
<i>Rhyacophila tristis</i> PICTET	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Glossosoma spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroptila spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philopotamus ludificatus</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Philopotamus montanus</i> (DONOVAN)	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (CURTIS)	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche dinarica</i> MARINKOVIC	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche exocellata</i> DUFOUR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche incognita</i> PITSCH	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	6	2	0	0	0	0	0	21	0	1	26	4	0	48	0	2	96	4	0
<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS)	1	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i> McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Hydropsyche sitalai</i> DÖHLER	6	38	0	5	18	3	596	6	8	62	153	214	0	2	0	9	1	61	0	2	244	0	2	16	0	12	6	1	0
<i>Hydropsyche spec.</i>	9	6	1	57	2	20	116	2	26	16	221	21	10	2	0	43	2	62	14	1	181	6	2	45	13	7	0	7	19
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (CURTIS)	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (PICTET)	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	5	0	122	4	1	0	0	14	90	1	0	9	0	29	3	0	34	0	10

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
Polycentropus spec.	0	0	0	0	0	1	5	7	0	0	0	13	1	0	0	0	2	8	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyrnus trimaculatus (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polycentropodidae non det.	0	0	0	2	2	6	16	5	5	0	8	26	48	0	0	0	0	9	46	27	20	7	2	3	0	2	2	0	0
Psychomyia pusilla (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	45	0	0	0	0	0
Lype reducta (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes rostocki McLACHLAN	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes waeneri (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes spec.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyiidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micrasema longulum McLACHLAN	26	0	0	0	0	0	0	1	1	16	1	0	16	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micrasema minimum McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus (STEPHENS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecclisopteryx dalecarlica KOLENATI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anomalopterygella chauviniana (STEIN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Potamophylax cin./lat./luc. Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micropterna sequax/lateralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydatophylax infumatus (McLACHLAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx villosa/fusca	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae non det.	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	3	1	0
Goera pilosa (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo nigricornis (PICTET)	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Silo pallipes (FABRICIUS)	0	5	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo piceus (BRAUER)	0	3	0	0	0	0	24	0	0	0	1	2	0	2	2	0	16	6	1	0	2	0	0	5	0	2	0	0	0
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)	128	9	0	3	0	0	42	0	113	1	35	93	49	10	0	1	4	99	31	15	53	0	0	11	0	2	0	0	0

	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	MGU_024	MGU_112	MGU_197	MKU_062	MKU_106	MKU_114	MKU_157	MKU_193
<i>Lasiocephala basalis</i> (KOLENATI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes albifrons</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes bilineatus</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	14	0	12	0	0	22	0	0	0	0	23	0	13	9	2	1	0	2	0	6	0	2	0
<i>Athripsodes cinereus</i> (CURTIS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0	6	0	3	0	0	0
<i>Ceraclea spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Adicella reducta</i> (McLACHLAN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecetis spec.</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	2	1	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides azurea</i> (LINNAEUS)	3	8	0	0	0	1	6	0	3	0	0	96	0	9	0	0	8	12	2	122	2	0	0	6	3	0	0	0	0
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma flavicorne / personatum</i>	11	2	3	15	0	24	22	38	6	0	14	10	0	13	1	2	18	25	2	11	2	1	0	0	0	0	16	0	3
<i>Oecismus monedula</i> (HAGEN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontocerum albicorne</i> (SCOPOLI)	0	0	0	1	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ptychoptera spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dixidae non det.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypodinae non det.</i>	60	6	14	22	1	15	17	11	4	0	6	9	17	24	5	4	0	24	34	289	2	31	0	349	930	1	646	174	666
<i>Prodiamesa spec.</i>	0	2	1	9	1	2	3	6	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	106	40	133
<i>Orthocladiinae non det.</i>	187	357	76	13	25	55	61	10	21	179	49	45	24	26	342	178	10	89	26	224	33	58	13	2415	10	54	693	40	3666
<i>Chironomus plumosus</i> Gr.	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus thummi</i> Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsini non det.</i>	28	46	10	10	6	28	65	9	10	1	0	36	24	7	87	62	2	34	15	144	10	1	0	243	186	18	1098	871	7535
<i>Chironomini non det.</i>	0	19	4	5	0	9	364	8	187	0	23	604	224	48	6	0	9	263	498	134	22	0	0	993	130	0	214	362	0
<i>Chironomidae non det.</i>	20	10	7	2	0	4	8	5	0	14	4	2	0	1	29	23	0	9	6	10	2	1	0	0	3	0	3	0	0
<i>Prosimulium spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	16
<i>Simulium ornatum</i> Gr.	30	35	0	2	0	14	2	1	0	9	0	0	18	3	1	33	0	7	49	1	3	3	37	14	0	96	6	1	118
<i>Simulium spec.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceratopogonidae non det.</i>	2	0	0	0	0	1	28	0	3	0	0	2	2	4	0	42	2	0	0	37	0	2	0	0	3	0	2	0	10

[illegible]

## Anhang

A8

# Anhang A8 – Artenliste für die Simuliidae-Aufsammlung in der Hauptuntersuchung 2004

	REF_RUR	RRB_400	RRB_401	RRB_402	RUG_109B	RUG_115A	RUG_115B	RUG_117B	RUG_119B	RUG_123B	RUG_348B	RUB_097	RUB_098	RUB_101	RUB_102	RUB_103	RUB_105	RUB_107	RUB_108	RUG_109	RUG_115	RUG_117	RUG_119	RUG_122	RUG_123	RUG_127	RUG_348	RUS_131	RUS_141	RUS_143	RUS_152	RUS_362	
Prosimulium hirtipes (FRIES)	2	164	55	222	32	151	59	44	32	6	59	9	29	0	30	1	143	179	70	53	31	30	64	37	22	0	1	8	0	0	0	0	
Simulium argyreatum MEIGEN	20	0	5	24	0	4	0	1	0	0	8	0	0	0	3	0	0	3	0	0	7	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	
Simulium aureum-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0	1	0	1	0	0	0	
Simulium equinum (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27		
Simulium morsitans EDWARDS	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Simulium ornatum-Gr.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	6	4	23	6	0	8	0	
Simulium reptans (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	
Simulium variegatum MEIGEN	6	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	6	1	0	0	0	0	4	11	14	1	0	0	0	2	2	1	0	4	0
Simulium venum Gr.	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	3	0	0	2	0	2	0	11	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	2	0	
Simulium argyreatum/variegatum Gr.	70	11	121	12	6	30	47	35	0	7	45	24	29	0	44	16	17	13	12	38	95	27	31	108	42	12	49	5	4	321	24	42	

## Anhang A9 – Artenliste der Driftmessungen (Ind./4 h)

	Lenne (109) 16.5.03	Nahmer Bach (115) 14.5.03	Oester (117) 15.5.03	Veischede (119) 15.5.03	Elpe (122) 15.5.03	Olpe (123) 14.5.03	Henne (127) 15.5.03	Oese (348) 14.5.03	Heve (1213) 16.5.03
Tricladida non det.	0	0	1	0	0	0	0	0	3
Galba truncatula (MÜLLER)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pisidium spec.	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)	0	0	1	0	0	0	3	0	0
Lumbricidae non det.	2	0	0	0	0	0	1	0	0
Oligochaeta non det.	0	0	0	0	0	0	1	2	0
Glossiphonia complanata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Erpobdella octoculata (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Proasellus coxalis (DOLLFUS)	0	0	0	0	0	0	15	1	0
Asellidae non det.	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Gammarus fossarum KOCH	0	0	0	0	0	0	32	3	0
Gammarus pulex LINNAEUS	0	0	0	0	0	0	97	0	0
Gammarus spec.	0	0	1	1	0	1	184	13	0
Baetis rhodani PICTET	78	16	1361	63	102	14	104	5	23
Epeorus assimilis MORTON	0	1	48	0	0	0	1	0	4
Rhithrogena semicolorata CURTIS	0	1	48	0	0	1	440	0	23
Ecdyonurus venosus Gr.	0	0	0	0	1	0	12	0	7
Ecdyonurus torrentis KIMMINS	0	0	0	0	0	0	4	0	5
Ecdyonurus spec.	0	0	0	3	0	0	12	0	0
EphemereUlla mucronata BENGTSSON	2	0	0	2	0	0	4	1	0
Paraleptophlebia submarginata STEPHENS	0	0	48	0	0	0	14	0	5
Leptophlebiidae non det.	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Ephemera danica MÜLLER	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Amphinemura triangularis/sulcicollis	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Amphinemura spec.	0	0	11	0	3	0	12	0	0
Nemoura spec.	0	0	0	0	0	0	280	0	0
Nemurella picteti KLAPOLEK	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Protonemura spec.	0	1	1	0	14	0	9	0	5
Euleuctra geniculata (STEPHENS)	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Leuctra hippopus KEMPNY	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Leuctra spec.	1	0	55	0	10	0	100	2	1
Diura bicaudata LINNAEUS	0	0	0	0	0	0	40	0	0
Isoperla grammatica PODA	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Isoperla spec.	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Siphonoperla spec.	0	0	4	0	0	0	37	0	0
Halipilus spec.	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Hydraena belgica D' ORCHYMONT	0	0	2	0	2	1	0	0	10
Hydraena gracilis GERMAR	0	0	0	1	0	0	0	0	7
Hydraena spec.	0	0	1	0	1	0	0	0	1
Helophorus spec.	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Anacaena globulus (PAYKULL)	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Laccobius spec.	0	0	0	1	0	0	14	0	0
Elmis aenea MÜLLER	0	1	0	0	1	0	0	0	6
Elmis maugetii LATREILLE	0	0	0	6	0	3	0	1	8
Elmis spec.	2	5	34	45	6	6	3	1	18
Esolus angustatus MÜLLER	0	0	1	0	18	1	0	1	0
Esolus spec. (LINNAEUS)	0	0	0	0	52	0	4	0	0
Limnius perrisi DUFOUR	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Limnius volckmari PANZER	0	0	1	2	1	0	0	1	4
Oulimnius tuberculatus (MÜLLER)	0	0	1	2	0	1	0	0	0
Helodes spec.	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Sialis lutaria LINNAEUS	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Rhyacophila nubila (ZETTERSTEDT)	1	1	0	1	0	0	5	2	0
Rhyacophila sensu stricto	9	0	0	0	2	0	0	0	2
Hydropsyche siitlali DÖHLER	0	7	1	1	2	0	10	5	0
Hydropsyche spec.	2	0	0	0	0	0	0	1	0
Plectrocnemia conspersa CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polycentropus flavomaculatus PICTET	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Polycentropodidae non det.	0	0	0	0	1	0	1	1	0
Anomalopterygella chauvinia STEIN	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Potamophylax cin./lat./luc.Gr.	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Halesus radiatus/digitatus Gr.	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Limnephiliidae non det.	0	0	0	0	3	0	35	0	0
Silo pallipes FABR.	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Goeridae non det.	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS)	7	0	1	0	2	0	8	0	0
Lasiocephala basalis (KOLENATI)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Athripsodes spec.	1	0	0	0	0	0	3	0	0
Mystacides azurea (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Sericostoma flavicorne / personatum	0	1	0	0	1	0	10	0	0
Tipulidae non det.	0	0	0	0	0	0	1	0	0



# Anhang A10 – Artenlisten der Totholzexposition (Abundanz) und der AQEM-MHS Proben (Ind./m<sup>2</sup>)

	Henne 1 06.10.-06.11.03	Henne 2 06.10.-06.11.03	Henne 3 06.10.-06.11.03	Henne 4 06.10.-06.11.03	Henne 1 27.02.-01.04.04	Henne 2 27.02.-01.04.04	Henne 3 27.02.-01.04.04	Henne 4 27.02.-01.04.04	Nahmer Bach 14.5.03-25.7.03	Elpe 4.3.03-15.5.03	Dipe 4.3.03-15.5.03	Dipe 15.5.03-25.7.03	Henne 4.3.03-15.5.03	Henne 15.5.03-25.7.03	RUG 1,27 AQEM 17.10.03	RUG 1,27 AQEM 01.04.04	RUG 1,15 AQEM 17.7.03	RUG 1,23 AQEM 10.7.03	RUG 1,27 AQEM 8.7.03	RUG 1,22 AQEM 31.3.03	RUG 1,23 AQEM 31.3.03	RUG 1,27 AQEM 31.3.03
<i>Dugesia gonocephala</i> (DUGES)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,4	0	0
<i>Tricladida</i> non det.	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	12	0	0	0
<i>Radix balthica</i> LINNAEUS	1	4	0	0	1	0	1	1	1,2	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	5,6	0,8	0	0	0
<i>Gyraulius albus</i> MÜLLER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0,8	0	0	0	
<i>Ancyliu fluviatilis</i> MÜLLER	0	13	11	0	12	8	0	7	0	10	0	0	4	11	0	0	0	4	1,6	0	0	
<i>Placidium</i> spec.	0	0	0	1	0	0	0,1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1,6	0	0	0,8	0
<i>Haplotaxis gordioides</i> (HARTMANN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,8	0	0	0,8	
<i>Tubificidae</i> non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0	0	0
<i>Oligochaeta</i> non det.	0	0	2	0	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	5,6	3,2	4,8	0	0	0,8
<i>Glossiphonia complanata</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0
<i>Erpobdella</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Proasellus coxalis</i> (DOLLFUSS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Gammarus fossarum</i> KOCH	2	1	3	2	1	0	3	2	12	0	4	0	36	13	22	1	16	5,6	44	0	0,8	0
<i>Gammarus pulex</i> LINNAEUS	8	10	26	21	41	22	20	23	28	0	4	0	55	23	2	5	24	0	54,4	0	0	31,2
<i>Gammarus</i> spec.	165	339	450	351	140	57	114	63	25	0	1	0	60	14	644	106	0,8	12,6	364	0	4	246,4
<i>Niphargus</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Siphonurus</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis alpinus</i> PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	6,4
<i>Baetis rhodani</i> PICTET	4	1	5	9	17	5	18	21	0	19	0	5	4	23	36	0,8	2,4	16	45,6	21,6	116	0
<i>Baetis fuscatus/cambus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis</i> spec.	2	4	6	6	5	6	11	3	0	0	0	0	0	0	34	40	0	0	1,6	0	0	18,4
<i>Centroptilum luteolum</i> MÜLLER	0	0	0	0	1	0	2	0	3	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centroptilum</i> sp.	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus submontanus</i> LANDA	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus torrentis</i> KIMMINS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	1,6	0	1,6	2,4	0	0
<i>Ecdyonurus venosus</i> Gr.	0	0	3	1	1	0	1	3	0	0	0	0	0	0	15	1	0	4	0	0,8	0,8	
<i>Epeorus assimilis</i> EATON	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0,8	0	31,2	0	20	
<i>Rhithrogena semicolorata</i> CURTIS	0	2	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	29	4	8	44	0	40	0	3,2	126,4	
<i>Heptageniidae</i> non det.	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	6	0	0	0	0	4	
<i>Habroleptoides confusa</i> SARTORI & JACOB	0	2	6	4	3	11	13	7	0	0	2	0	5	0	2	1	0	0	0	2,4	7,2	
<i>Habroleptoides</i> spec.	0	0	1	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia lauta</i> EATON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS)	0	1	1	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	1,6	0,8	0	1,6	0,8	
<i>Leptophlebiidae</i> non det.	0	5	3	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemera danica</i> MÜLLER	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	16,8	0	0	10,4	0	
<i>Ephemerella mucronata</i> BENGTSSON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	102,4	76	0	0,8	1,6	
<i>Serratella ignita</i> (PODA)	2	7	15	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85	0	0	0	0	0	0	0
<i>Torleya major</i> KLAPALEK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0
<i>Calopteryx virgo</i> (LINNAEUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Diura bicaudata</i> LINNAEUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19,2	0	0	0	0
<i>Perlodes microcephalus</i> PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Isoperla</i> spec.	0	5	5	6	31	17	21	12	0	0	0	0	34	3	1	23	0	0	1,6	0,8	40	0
<i>Dinocras</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perla marginata</i> (PANZER)	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Siphonoperla</i> spec.	0	4	2	2	2	2	3	1	0	0	0	0	0	0	3	30	0	0	4,8	1,6	25,6	0
<i>Brachyptera risi</i> PICTET	0	0	0	0	1	1	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4,8	0
<i>Amphinemura</i> spec.	0	2	1	0	3	3	2	1	0	5	0	0	6	0	0	2	0	3,2	5,6	0	4,8	0
<i>Protonemura</i> spec.	1	1	4	3	3	4	1	1	0	27	0	0	11	19	3	0	0,8	35,2	23,2	0	6,4	0
<i>Nemoura</i> spec.	5	8	10	0	15	26	3	3	0	2	1	1	6	5	0	2	0	1,6	2,4	1,6	2,4	7,2
<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuctra</i> spec.	16	32	27	21	7	11	6	0	0	10	0	4	35	156	52	6	0,8	80	243,2	11,2	6,4	10,4
<i>Sialis fuliginosa</i> PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,6	0	0	0	0
<i>Sialis lutaria</i> LINNAEUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Orectochilus villosus</i> MÜLLER Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Oreodytes sanmarki</i> (SAHLBERG) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	6,4	0	0	0
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agabus</i> spec. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0
<i>Hydraena belgica</i> D'ORCHYMONTE Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	3,2	2,4	0	4	0
<i>Hydraena gracilis</i> GERMAR Ad.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydraena</i> spec. Ad.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elodes marginata</i> (FABRICIUS) Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	21,6	15,2	0	0	0	0
<i>Elmis maugetilli/aenea</i> Ad.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7,2	0	2,4	1,6	0	1,6	0
<i>Elmis</i> spec. Lv.	0	3	0	2	0	0	0	0	9	0	0	1	0	0	10	11	0	0	0	0,8	3,2	0
<i>Esolus angustatus</i> MÜLLER Lv.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	14	8	0	0	0	0	0
<i>Esolus angustatus</i> MÜLLER Ad.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4,8	0	0	81,6	0	0,8
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Lv.	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (MÜLLER) Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0	0	0	0,8	0
<i>Limnius perrisi</i> DUFOUR Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0,8	0

Fortsetzung: Artenlisten der Totholzexposition (Abundanz) und der AQEM-MHS Proben (Ind./m<sup>2</sup>)

	Henne 1 06.10.-06.11.03	Henne 2 06.10.-06.11.03	Henne 3 06.10.-06.11.03	Henne 4 06.10.-06.11.03	Henne 1 27.02.-01.04.04	Henne 2 27.02.-01.04.04	Henne 3 27.02.-01.04.04	Henne 4 27.02.-01.04.04	Natur Bach 14.05.26-27.03	Elpe 4.3.03-16.5.03	Oppe 4.3.03-16.5.03	Oppe 16.5.03-25.7.03	Henne 4.3.03-16.5.03	Henne 15.5.03-25.7.03	RUG_127 ADEM 17.10.03	RUG_127 ADEM 01.04.04	RUG_115 ADEM 17.7.03	RUG_123 ADEM 10.7.03	RUG_127 ADEM 8.7.03	RUG_122 ADEM 31.3.03	RUG_123 ADEM 31.3.03	RUG_127 ADEM 31.3.03	
Limnius volckmari PANZER Ad.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Limnius spec. Lv.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	69	30	1,6	55,2	31,2	83,2	0	32
Rhyacophila fasciata HAGEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhyacophila nubila (ZETTERSTEDT)	13	21	13	13	5	0	0	1	1	0	0	0	10	5	64	11	2,4	0,8	27,2	4	1,6	12,8	
Rhyacophila praemorsula/polonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Rhyacophila sensu stricto	0	0	18	7	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Rhyacophila tristis PICTET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,8	0,8	2,4	
Glossosoma boltoni Curtis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19,2	0	0	
Glossosoma conformis NEBOISS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23,2	0,8	0	
Glossosoma intermedium KLAPALEK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,6	0	0	
Glossosoma spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,4	0	0	
Hydropsyche dinarica MARINKOVIC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0,8	0	0	
Hydropsyche instabilis CURTIS	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	
Hydropsyche pellucidula CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	
Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
Hydropsyche siltalai DÖHLER	0	0	0	1	2	2	3	0	2	0	1	0	12	3	0	0	1,6	0	9,6	0,8	4	8,8	
Polycentropus flavomaculatus PICTET	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0,8	2,4	2,4	1,6	0	
Tinodes spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	
Micrasema longulum McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	
Micrasema minimum McLACHLAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59,2	0	0	
Drusus annulatus STEPHENS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10	0	0	2,4	0,8	0	0,8	
Anomalopterygella chauviniana STEIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	49	0	3,2	29,6	4,8	53,6	11,2	
Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Halesus radiatus CURTIS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
Halesus tessellatus/digitatus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Chaetopteryx villosa FABRICIUS	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	2,4	0	0	0	
Annitella obscurata McLACHLAN	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Limnephilidae non det.	0	1	2	2	0	4	0	0	0	9	5	1	8	0	2	2	0	0	0	29,6	10,4	1,6	
Silo pallipes FABRICIUS	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2,4	4	0	1,6	
Silo piceus BRAUER	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	12	0	0	5,6	3,2	0	0	
Lepidostoma hirtum FBRICIUS	0	0	0	0	4	2	0	1	0	3	4	0	1	2	0	0	0	0,8	0,8	2,4	0	0,8	
Leptoceridae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
Sericostoma flavicomare/personatum	0	1	1	3	2	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	18,4	2,4	0,8	4	1,6	
Oecismus monedula HAGEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	
Odontocerum albicorne (SCOPOLI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Tanypodinae non det.	2	18	4	4	7	27	11	2	2	4	56	27	22	4	6	0	3,2	106,4	17,6	0	6,4	1,6	
Prodiamesa spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	21,6	0	0	0,8	0	
Orthocladiinae non det.	140	596	684	493	846	390	764	155	67	28	28	12	36	36	428	679	8	24,8	1921,6	4,8	60,8	92	
Brillia spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tanytarsini non det.	3	37	27	16	42	33	22	31	5	0	2	2	6	11	109	31	4	13,6	369,6	0,8	0	40	
Chironomini non det.	2	5	0	4	0	0	11	0	12	16	41	24	22	4	7	2	0	34,4	0	1,6	0	0	
Chironomidae non det.	1	6	6	7	14	13	23	39	0	0	0	0	1	0	36	30	0	0	0	0	1,6	2,4	
Prosimulium spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3,2	0	0	
Simulium spec.	1	0	24	3	9	6	1	10	2	1	1	0	5	11	1	16	4,8	0	1,6	39,2	5,6	5,6	
Ceratopogonidae non det.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0,8	0	0	
Blepharicidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	
Psychodidae non det.	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1,6	
Tipula spec.	11	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	5	0	0	0	0	0	1,6	10,4	0,8	0	0	
Scleropecta spec.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dicranota spec.	2	5	4	5	0	3	0	0	1	7	0	0	8	4	95	11	0	7,2	13,6	1,6	3,2	4	
Pedicia spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3,2	3,2	0,8	0	0	
Tabanidae non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10,4	0	0	0	
Atherix ibis (FABRICIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	10,4	4	0	0	
Empididae non det.	2	1	26	2	2	2	1	0	0	0	3	0	0	0	1	7	0,8	0,8	0	0	0	0,8	
Brachycera non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	

**Danksagung**

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. H. Schuhmacher, Essen, der 1998 während einer unvergessenen Lehrveranstaltung auf Korsika meine Begeisterung für aquatische Ökosysteme weckte. Ich möchte ihm ganz herzlich für die Überlassung des Themas danken.

Frau Dr. Petra Podraza, Essen, danke ich dafür, dass sie mich mit offenen Armen in „ihre kleine Arbeitsgruppe“ aufnahm und stets für „ihre Truppe“ sorgte. Ihre Diskussionsbereitschaft und Anregungen, aber auch die Möglichkeit zum eigenständigen Arbeiten haben wesentlich zum Fortgang dieser Arbeit beigetragen.

Frau Prof. Dr. Ellen Kiel, Vechta, die mich durch ihre Arbeiten ermutigte, mich mit den Simuliidae zu beschäftigen, danke ich herzlich für ihr Vertrauen in meine Fähigkeiten und für ihre Unterstützung. Besonders danke ich ihr für die vielen Gespräche, die maßgeblich zum „Reifeprozess“ dieser Arbeit beitrugen.

PD. Dr. Daniel Hering möchte ich ganz herzlich für sein „offenes Ohr“ und die Geduld danken, die er stets meinen Fragen und Problemen entgegenbrachte.

Besonderer Dank gilt dem „MAKEF-Team“, ohne das die Untersuchung in dieser Form nicht realisierbar gewesen wäre: Für nicht enden wollende Stunden des „Probensortierens“ und „Viecherbestimmens“ und nächtelangen „Driftnetzleerens“ danke ich Ines Arens, Nadine Block, Friederike Ettwig, Christian Gerhardts, Thalia Grunau, Ernest Hennig, Gerrit John, Gundula Jahn, Ute Knörr, Astrid Lordick, Judith Schonfeld und Ulf Unterberg.

Ohne Susanne Seuter, Umweltbüro Essen, hätte ich niemals zu einer Probestelle gefunden. Ganz herzlich danke ich ihr für unzählige Karten in jedem Maßstab, für eine umfassende Einführung in ‚Arc View‘ und dafür, dass ich täglich ihre „Service-Hotline“ anrufen durfte.

Christian Feld, Alexandra Haidekker und Peter Rolaußs möchte ich für fruchtbare Gespräche und Hilfe bei statistischen Problemen Dank aussprechen.

Für die technische Assistenz und die Durchführung der chemischen Wasseranalysen im Labor der Abteilung Hydrobiologie danke ich Jörg Kaminski, Gudrun Mertschenk und Birgit Mückenheim.

Dem strengen Korrektur-Team entging kein kLeiNeR und GroßER Buchstabe: Anja Becker, Henning Schulte, Susanne Seuter und Sven Westerkofsky. Dafür Dank.

Ein Mensch ist nur so gut wie die Menschen, die hinter ihm stehen: Ich danke meinem Vater, Manfred Lautenschläger, dafür, dass er mir ein Studium ermöglichte. Ohne Andreas Müller, Essen, wäre diese Arbeit niemals zustande gekommen. Für seine tatkräftige Unterstützung bei den Felduntersuchungen, der Laboranalyse und für geduldiges, nächtelanges Diskutieren möchte ich ihm herzlich danken.

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 7 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich das Arbeitsgebiet, dem das Thema „Anpassungen der Lebensgemeinschaft von Mittelgebirgs-Fließgewässern an urbane Überprägungen unter besonderer Berücksichtigung der Kriebelmücken (Diptera; Simuliidae)“ zuzuordnen ist, in Forschung und Lehre vertrete und den Antrag von Frau Melanie Lautenschläger befürworte.

Essen, 08.12.2004

(Prof. Dr. H. Schuhmacher)

Erklärung:

Hiermit erkläre ich gem. § 6 Abs. 2 Nr. 6 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und mich keiner anderen als der angegebenen Hilfsmittel bedient habe.

Essen, 08.12.2004

(Melanie Lautenschläger)

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 8 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich keine anderen Promotionen bzw. Promotionsversuche in der Vergangenheit durchgeführt habe und dass diese Arbeit von keiner anderen Fakultät abgelehnt worden ist.

Essen, 08.12.2004

(Melanie Lautenschläger)

## Lebenslauf

Name	Lautenschläger
Vorname	Melanie
Geburtsdatum	21.06.1976
Geburtsort	Essen
Eltern	Manfred Lautenschläger, Maler und Lackierer Margrit Lautenschläger, Hausfrau
Schulbildung	Grundschule Schloßschule in Essen (1982-1986) Mädchengymnasium Borbeck (1986-1995) Abitur 1995
Studium	1995 – 2000 Studium „Integrierter Studiengang Ökologie (Diplom II)“ an der Universität Duisburg-Essen DAAD-gefördertes Wintersemester 1997/1998 (6 Monate) in Sydney/Australien bei der ‚Australia Nuclear Science and Technology Organisation‘ (ANSTO) Studienarbeit mit dem Titel: „The analysis of the spatial distribution of radon flux on the island of Tasmania“ Diplomarbeit mit dem Titel: „Bedeutung von Uferstrukturen für die Imaginalstadien aquatischer Insekten an naturnahen und naturfernen Fließgewässern“ Abschluss 30.8.2000
Beruf	August 2000 bis August 2001 wiss. Hilfskraft an der Universität Duisburg-Essen für das Projekt „Limnoökologische Hauptuntersuchung im Rahmen des Vorhabens Integriertes Gesamtkonzept für Entwässerungsgebiet, Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer mit dem Ziel eines nachhaltigen Gewässerschutzes und einer Reduktion der Kosten der Gemeinde Odenthal“  Seit August 2001 wiss. Mitarbeiterin der Universität Duisburg-Essen für das BMBF-Forschungsprojekt „Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF)“ <b>Förderkennzeichen: 0330034</b>

